



**FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA**

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

Contribuição para o estudo do tratamento de efluentes da indústria vinícola

Richard Miguel Gonzalez Vieira

**Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade
Nova de Lisboa para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente,
perfil Sanitária**

Orientador científico: Professora. Doutora Leonor Amaral

Lisboa, 2009

Agradecimentos

Gostaria de agradecer à Professora Doutora Leonor Amaral, pela orientação prestada ao longo do trabalho.

À minha mãe e aos meus avós, pelo interesse, apoio e incentivos que me deram, assim como a paciência que tiveram.

Aos amigos Rui Prata e Filipa Costa pela grande disponibilidade, ajuda e incentivo que me deram.

Sumário

A indústria vinícola é uma indústria de particular importância, devido às suas raízes culturais, à sua extensão geográfica no território nacional, e à sua dimensão sócio-económica.

Os principais objectivos foram caracterizar os efluentes gerados pela indústria vinícola, efectuar um levantamento da legislação e regulamentação que afecta a gestão destes efluentes, abordar os principais e mais utilizados processos de tratamentos aeróbios e anaeróbios, propondo linhas de tratamento para dois cenários apresentados.

Foram abordados os seguintes assuntos: Contextualização histórica e cultural da produção de vinhos a nível nacional; Caracterização sócio-económica da indústria vinícola a nível nacional; Caracterização dos processos produtivos do vinho e dos resíduos líquidos associados a esta indústria; Descrição de diferentes linhas de tratamento destinados ao tipo de efluentes em causa; Estudo comparativo, indicando as diferentes vantagens e desvantagens das diversas linhas de tratamento, tendo em conta aspectos estudados anteriormente.

Os tratamentos aeróbios e anaeróbios mostraram ser adequados para o tratamento destes efluentes. Os tratamentos aeróbios mostraram maiores eficiências de remoção orgânica e elevada resistência aos tóxicos presentes nestes efluentes, apesar de se mostrar mais dispendioso devido a elevada necessidade de oxigénio, enquanto os anaeróbios foram mais eficientes quando sujeitos a choques orgânicos muito frequente nos efluentes vinícolas. O processo mais usado actualmente para estes efluentes é o anaeróbio, que permite o tratamento de efluentes muito carregados sem necessitar de arejamento e com baixa produção de lamas, embora os reactores demorem muito tempo a entrarem em funcionamento estável.

Em algumas situações pode ser vantajoso o uso da combinação dos dois processos.

Palavras-chave: Efluentes vinícolas; Tratamento Anaeróbio; Tratamento Aeróbio.

Abstract

The wine industry is an industry of particular importance due to their cultural roots, the geographical extent of the occupied territory, and because of their socio-economic dimension.

The main objectives were to characterize the waste generated by the wine industry, carry out a survey of laws and regulations affecting the management of waste, tackling the main and most commonly used treatment processes aerobic and anaerobic bacteria, and by presenting two scenarios to propose treatment lines based on the study.

This covered the following topics: historical and cultural contexts of the wines at the national level, socio-economic aspects of the wine industry nationally, characterization of the wine production process and liquid waste associated with this industry, a description of different lines of treatment for the type of wastewater concerned, comparative study, indicating the different advantages and disadvantages of various courses of treatment, taking into account aspects studied previously.

The aerobic and anaerobic treatments shown to be suitable for the treatment of these wastewaters. The aerobic treatments showed higher efficiencies of organic removing and high resistance to toxics present in these effluents, although they show more expensive due to high demand for oxygen, while anaerobic treatment were more efficient when exposed to organic shocks very common in wineries wastewater.

The most currently used for these effluents is anaerobic, which allows the treatment of effluents heavily loaded without the need for aeration and low sludge production, although the reactors take a long time to come into stable operation.

In some situations it may be advantageous to use the combination of both.

Keywords: Winery wastewater; Anaerobic Treatment; Aerobic Treatment.

Índice de Matérias

AGRADECIMENTOS.....	I
SUMÁRIO	III
ABSTRACT	V
ÍNDICE DE MATÉRIAS.....	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	IX
ÍNDICE DE TABELAS	XI
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO HISTÓRICA E CULTURAL.....	1
1.2 ENQUADRAMENTO MUNDIAL E COMUNITÁRIO	4
1.3 CARACTERIZAÇÃO DO SECTOR EM PORTUGAL.....	9
2. CARACTERIZAÇÃO DA ACTIVIDADE VINÍCOLA	15
2.1. PROCESSO DE VINIFICAÇÃO E RESPECTIVAS FONTES DE ÁGUAS RESIDUAIS.	16
2.2. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUAIS GERADAS.....	22
2.3. MEDIDAS DE MINIMIZAÇÃO DE PRODUÇÃO DE EFLUENTES VINÍCOLAS.....	26
3. LEGISLAÇÃO	29
4. TIPOS DE TRATAMENTOS USADOS PARA ÁGUAS RESIDUAIS GERADAS PELA ACTIVIDADE VINÍCOLA.....	35
4.1. PRÉ-TRATAMENTO	36
4.1.1. Gradagem/Tamisação	36
4.1.2. Armazenamento/Equalização/Neutralização	37
4.2. TRATAMENTO PRIMÁRIO	38
4.2.1. Coagulação/Floculação	38
4.2.2. Ozonização.....	40
4.3. TRATAMENTOS SECUNDÁRIOS	42
4.3.1. Tratamento Aeróbio	43
4.3.1.1. Lamas Activadas	44

4.3.1.2.	<i>SBR (Sequencing Batch Reactor)</i>	47
4.3.1.3.	<i>Reactor de Discos Biológicos (RBC)</i>	49
4.3.1.4.	<i>JLR (Jet-Loop activated sludge reactor)</i>	52
4.3.2.	<i>Tratamento Anaeróbio</i>	54
4.3.2.1.	<i>Filtro Anaeróbio</i>	58
4.3.2.2.	<i>UASB (Up-flow anaerobic sludge blanket)</i>	60
4.3.2.3.	<i>Leito Anaeróbio Fluidizado (AFBR)</i>	61
4.3.2.4.	<i>AMBBR (Anaerobic sequentially mixed moving bed biofilm reactor)</i>	63
4.3.2.5.	<i>Híbrido Anaeróbio do USBF (Anaerobic Hybrid Upflow Sludge Bed-Filter)</i>	64
4.3.3.	<i>Resumo</i>	64
4.4.	<i>TRATAMENTO TERCÁRIO</i>	67
4.4.1.	<i>Remoção de Nutrientes</i>	67
4.4.2.	<i>Filtração</i>	69
4.5.	<i>TRATAMENTO DE LAMAS</i>	69
4.5.1.	<i>Estabilização</i>	70
4.5.2.	<i>Espessamento e Desidratação Mecânica</i>	70
4.6.	<i>FACTORES DE SELECÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO</i>	71
5.	CASO DE ESTUDO	73
5.1.	<i>CARACTERIZAÇÃO DA ADEGA EM ESTUDO</i>	73
5.1.1.	<i>Efluentes Líquidos</i>	74
5.1.2.	<i>Caracterização do Efluente Produzido</i>	75
5.2.	<i>CENÁRIO 1</i>	76
5.2.1.	<i>Proposta de Linha de Tratamento</i>	79
5.3.	<i>CENÁRIO 2</i>	81
5.3.1.	<i>Proposta de Linha de Tratamento</i>	83
6.	CONCLUSÃO	87
6.1.	<i>COMENTÁRIO GERAL</i>	87
6.2.	<i>PERSPECTIVAS FUTURAS</i>	89
7.	BIBLIOGRAFIA	91

Índice de Figuras

FIGURA 1.2.1 – PRINCIPAIS PRODUTORES MUNDIAIS DE VINHO DA CAMPANHA 2005/06	5
FIGURA 1.2.2 – PRINCIPAIS CONSUMIDORES MUNDIAIS DE VINHO (COLHEITAS 2000/02).....	6
FIGURA 1.2.3 – PRINCIPAIS IMPORTADORES MUNDIAIS DE VINHO EM 2001/03.....	7
FIGURA 1.2.4 – PRINCIPAIS EXPORTADORES MUNDIAIS DE VINHO EM 2001/03	8
FIGURA 1.2.5 – DISTRIBUIÇÃO DA ÁREA DE VINHA PELOS MEMBROS DA UNIÃO EUROPEIA	9
FIGURA 1.3.1 – EVOLUÇÃO DA PRODUÇÃO E DO CONSUMO DE VINHO EM PORTUGAL.....	11
FIGURA 1.3.2 – PRINCIPAIS PAÍSES IMPORTADORES DE PRODUTOS VÍNICOS NACIONAIS	12
FIGURA 1.3.3 – PRINCIPAIS PAÍSES IMPORTADORES DE PRODUTOS VÍNICOS NACIONAIS EM EUROS.....	12
FIGURA 2.1.1 – PROCESSOS DE PRODUÇÃO DE VINHO TINTO E BRANCO.....	20
FIGURA 2.1.2 – PROCESSO TECNOLÓGICO ADOPTADO NA ADEGA COOPERATIVA PONTE DA BARCA	21
FIGURA 2.2.1 – DISTRIBUIÇÃO DA PRODUÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS AO LONGO DO ANO	23
FIGURA 4.3.1 – SISTEMA DE TRATAMENTO POR LAMAS ACTIVADAS	44
FIGURA 4.3.2 – ESQUEMA DE UM JLR USADO POR PETRUCCIOLI.	52
FIGURA 4.3.3 –PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	55
FIGURA 4.3.4 – ESQUEMA DO PILOTO LABORATORIAL USADO POR NEBOT <i>ET AL.</i> (1995).	58
FIGURA 4.3.5 – ESQUEMA SIMPLIFICADO DE UM REACTOR UASB.....	61
FIGURA 4.3.6 – ESQUEMA DO REACTOR AFBR	63
FIGURA 5.2.1 – DIAGRAMA DA LINHA DE TRATAMENTO PROPOSTA PARA O CENÁRIO 1.....	81
FIGURA 5.3.1 – DIAGRAMA DA LINHA DE TRATAMENTO PROPOSTA PARA O CENÁRIO 2.....	85

Índice de Tabelas

TABELA 1.3.1 – ÁREAS POR REGIÃO VITIVINÍCOLA DE PORTUGAL CONTINENTAL (CAMPANHA DE 2007/2008)	10
TABELA 2.2.1 – VOLUME ESPECÍFICO DE ÁGUA RESIDUAL E RESPECTIVA CARGA POLUENTE PRODUZIDAS POR OPERAÇÃO DE VINIFICAÇÃO.	24
TABELA 2.2.2 – COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE EFLUENTES VINÍCOLAS.	26
TABELA 3.1 - REQUISITOS PARA AS DESCARGAS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS, SEGUNDO O DECRETO-LEI N.º 152/97, DE 19 DE JUNHO.	30
TABELA 3.2 - VLE DE ALGUNS PARÂMETROS DE DESCARGA DE ÁGUAS RESIDUAIS, DE ACORDO COM O ANEXO XVIII DO DECRETO-LEI N.º 236/98, DE 1 DE AGOSTO	32
TABELA 3.3 - VMA DE ALGUNS MUNICÍPIOS	33
TABELA 3.4 - TARIFA DE UTILIZAÇÃO APLICADA POR ALGUNS MUNICÍPIOS PORTUGUESES.....	34
TABELA 4.3.1- EFICIÊNCIAS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO UTILIZADOS PARA EFLUENTES VINÍCOLAS ABORDADOS NESTE CAPÍTULO.	65
TABELA 4.3.2 – CARACTERÍSTICAS DOS DIFERENTES PROCESSOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES VINÍCOLAS ABORDADOS.	66
TABELA 5.1.1 – RESUMO DAS MÉDIDAS DO CAUDAL MÉDIO DIÁRIO.	75
TABELA 5.1.2 – CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA DAS ÁGUAS RESIDUAIS AFLUENTES À ETAR I DURANTE A ÉPOCA BAIXA/INTERMÉDIA.	76
TABELA 5.1.3 - CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA DAS ÁGUAS RESIDUAIS AFLUENTES À ETAR I DURANTE A ÉPOCA ALTA.....	76
TABELA 5.2.1 - OBJECTIVOS DE QUALIDADE PARA DESCARGA NO COLECTOR MUNICIPAL.....	77
TABELA 5.3.1 - OBJECTIVOS DE QUALIDADE PARA DESCARGA EM MEIO HÍDRICO NATURAL.....	81

1. Introdução

1.1 Contextualização histórica e cultural

Desde sempre o vinho tem vindo a desempenhar um papel importante em quase todas as civilizações, sendo dos produtos com maior expressão na agricultura. Pensa-se que a vinha terá sido cultivada pela primeira vez na Península Ibérica, no Vale do Tejo e Sado, nos anos 2000 a.C., pelos Tartessos, das primeiras civilizações a habitar a Península Ibérica. Utilizavam o vinho, como produto de troca no comércio de metais. (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008 e Portugal Web, 2008).

Posteriormente, os Fenícios, no século X a.C., apoderaram-se deste comércio. Pensa-se que, introduziram algumas castas de videiras na Lusitânia (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008 e Portugal Web, 2008).

No século VII a.C. os Gregos foram os primeiros a desenvolver a viticultura na Península Ibérica, desenvolvendo a arte de fazer o vinho (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008 e Portugal Web, 2008).

Pensa-se que, no século VI a.C., os Celtas trouxeram para a Península Ibérica as variedades de videira que cultivavam, trazendo também técnicas de tanoaria (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008 e Portugal Web, 2008).

Com a invasão romana na Península Ibérica, nos séculos II a.C., houve uma grande modernização da cultura da vinha, com a introdução de novas técnicas de cultivo como a poda. Grande parte da produção procurava satisfazer as necessidades da Capital do Império (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008 e Portugal Web, 2008).

Com a grande expansão do cristianismo nos séculos VI e VII d.C., o vinho torna-se indispensável, para o acto sagrado da comunhão, e ganha uma importância ainda maior na sociedade (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008).

Nos séculos VIII a XII d.C. com a invasão árabe, começa um novo período para a vinicultura Ibérica. Os árabes davam grande importância à agricultura, e embora proibissem o consumo de bebidas fermentadas, optaram por permitir a sua produção e

consumo, em troca de uma grande dedicação aos trabalhos rurais por parte do povo. Durante este período manteve-se assim o comércio tradicional de exportação de vinho. Nos séculos XI e XII d.C. com o domínio dos Almorávidas e Almoadas, os preceitos do Corão levaram a uma regressão na cultura da vinha. (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008).

A fundação de Portugal levou a uma expansão das regiões agrícolas, alargando-se, consequentemente, o cultivo da vinha. O vinho passou a fazer parte da dieta do homem medieval, começando o seu cultivo a ter algum significado nos rendimentos dos senhores feudais. Neste período os vinhos nacionais começaram a ser conhecidos até ao Norte da Europa. Na segunda metade do século XIV a produção de vinho começou a ter um grande desenvolvimento, renovando-se e incrementando-se a sua exportação (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008 e Portugal Web, 2008).

Com os Descobrimentos, o vinho chegou a ser comercializado por todo o mundo, e no século XVI, Lisboa era dos maiores centros mundiais de consumo e distribuição de vinho.

No século XVIII foi assinado o Tratado de Methuen, onde ficou estabelecido um regime especial para a entrada de vinhos nacionais em Inglaterra, havendo um novo aumento nas exportações (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008 e Portugal Web, 2008).

Por esta altura, o vinho do Porto ganhou uma grande fama e passou a ser exportado para muitos países europeus. As elevadas necessidades de produção levaram a uma deterioração da sua qualidade, originando uma crise. O Marquês de Pombal, com o objectivo de ultrapassar a crise, criou a Companhia Geral da Agricultura das Vinhas do Alto Douro, visando disciplinar a produção e o comércio dos vinhos da região. Previu também a necessidade de se fazer a demarcação da região, que segundo alguns investigadores, foi a primeira região demarcada oficialmente no mundo vitivinícola. (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008).

No século XIX, com a praga da filoxera que apareceu inicialmente na região do Douro e, rapidamente se espalhou por todo o país, conduziu à disponibilização de novos esforços baseados em estudos mais minuciosos onde eram avaliadas as situações dos centros vinícolas do país, e estudados os processos que neles se adoptavam. Iniciou-se também o processo de regulamentação oficial de várias outras denominações de origem

portuguesa, como o vinho da Madeira, Moscatel de Setúbal, Dão, Colares, Carcavelos e Vinho Verde (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008 e Portugal Web, 2008).

Com o Estado Novo, surgiu a Organização Corporativa e de Coordenação Económica, um organismo com poderes na orientação e fiscalização do conjunto de actividades e organismos envolvidos, e a Federação dos Vinicultores do Centro e Sul de Portugal que visava, fundamentalmente, a regularização do mercado (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008).

Posteriormente, e para fazer face as grandes variações a nível de produção vinícola anual, foi criada a Junta Nacional do Vinho, que intervinha tendo em conta o equilíbrio entre a oferta e o escoamento, a evolução das produções, e o armazenamento dos excedentes, em anos de grande produção, de forma a compensar os anos de escassez. Actualmente este organismo tem o nome de Instituto da Vinha e do Vinho, estando adaptado às estruturas impostas pela União Europeia (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008).

O conceito de Denominação de Origem foi também harmonizado com a legislação comunitária, e criou-se uma nova classificação “Vinho Regional” para os vinhos de mesa com indicação geográfica. Pelo seu posicionamento no mercado mundial, o modelo francês veio a influenciar todo o direito internacional sobre as denominações de origem. Em termos conceptuais, uma denominação de origem é a denominação geográfica de um país, de uma região ou de uma localidade que serve para designar um produto que dele é originário e cuja qualidade e caracteres são devido exclusiva ou essencialmente ao meio geográfico, compreendendo os factores naturais ou factores humanos (Simões, 2007). No caso da denominação de origem, a tipicidade do produto é uma consequência do meio geográfico, ou seja é neste meio que tem que ocorrer a produção, a transformação e a elaboração do produto. No caso da indicação geográfica, não se exige uma ligação tão forte entre as qualidades do produto e o respectivo meio natural, bastando que a tipicidade ou a reputação do bem possa ser atribuída a essa origem. Aí deve ocorrer, pelo menos, a produção, a transformação ou a elaboração do produto. (Instituto Nacional da Propriedade Industrial, 2009)

Foram criadas com o objectivo de gestão das Denominações de Origem e dos Vinhos Regionais, de aplicação, vigilância e cumprimento da respectiva regulamentação, as

chamadas Comissões Vitivinícolas Regionais que têm como função principal preservar a qualidade e o prestígio dos vinhos portugueses.

Existem actualmente 33 Denominações de Origem e 9 Indicações Geográficas (Instituto da Vinha e do Vinho, 2008).

1.2 Enquadramento Mundial e Comunitário

A nível mundial, a União Europeia detém cerca de 45% da área de vinha. No período compreendido entre as campanhas 2001/02 e 2004/05 a produção da UE15 representou cerca de 60% da produção Mundial (Políticas, 2007).

Nos onze principais países produtores mundiais de vinho da campanha de 2005/06, encontram-se 5 países da união europeia, estando Portugal no décimo primeiro lugar neste ranking (Vinhos, 2008a).

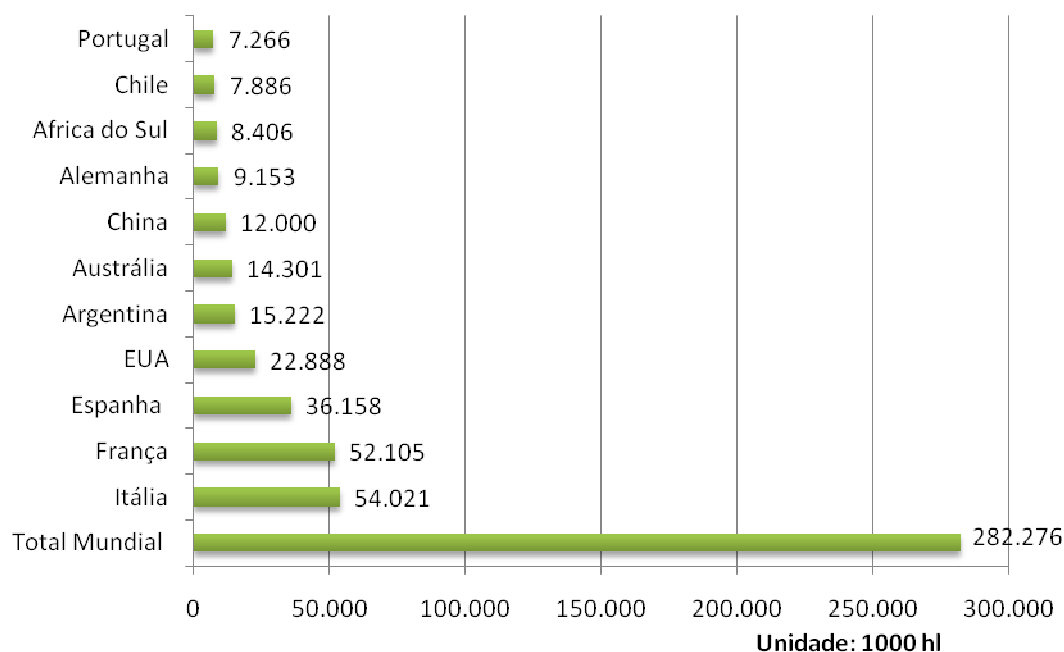


Figura 1.2.1 – Principais produtores mundiais de vinho da campanha 2005/06

(Fonte: Vinho, 2008a)

Os maiores produtores de vinho da EU são, Itália, França e Espanha que perfazem, em conjunto cerca de 84% da produção comunitária. Em 2007 Portugal representava na EU 7% da área vinhas, 4% da produção de vinho, e 3,2 % do valor de produção de vinho, sendo esta, 17 biliões de euros/ano (Políticas, 2007).

No ranking dos principais consumidores de vinho a nível mundial no triénio 2000/02, Portugal ocupa o décimo segundo lugar.

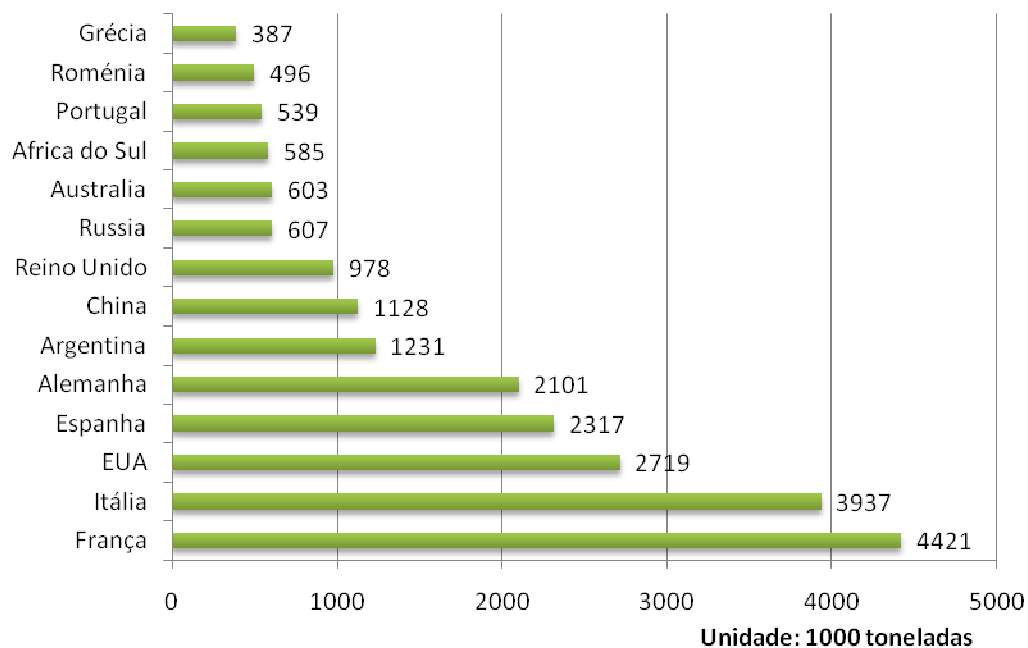


Figura 1.2.2 – Principais consumidores mundiais de vinho (colheitas 2000/02)

(Fonte: Políticas, 2007)

A EU25 é também líder no consumo (60%) e no comércio internacional, importação e exportação (Políticas, 2007).

O Reino Unido é o maior importador de vinho, em valor, e conjuntamente com o segundo maior importador, EUA, perfazem cerca de um quarto das importações globais. O valor total das importações médias no triénio 2001/03, foi de 16 biliões de EUR (Políticas, 2007).

Os catorze maiores importadores de vinho mundiais estão apresentados por ordem de valor na Figura seguinte.

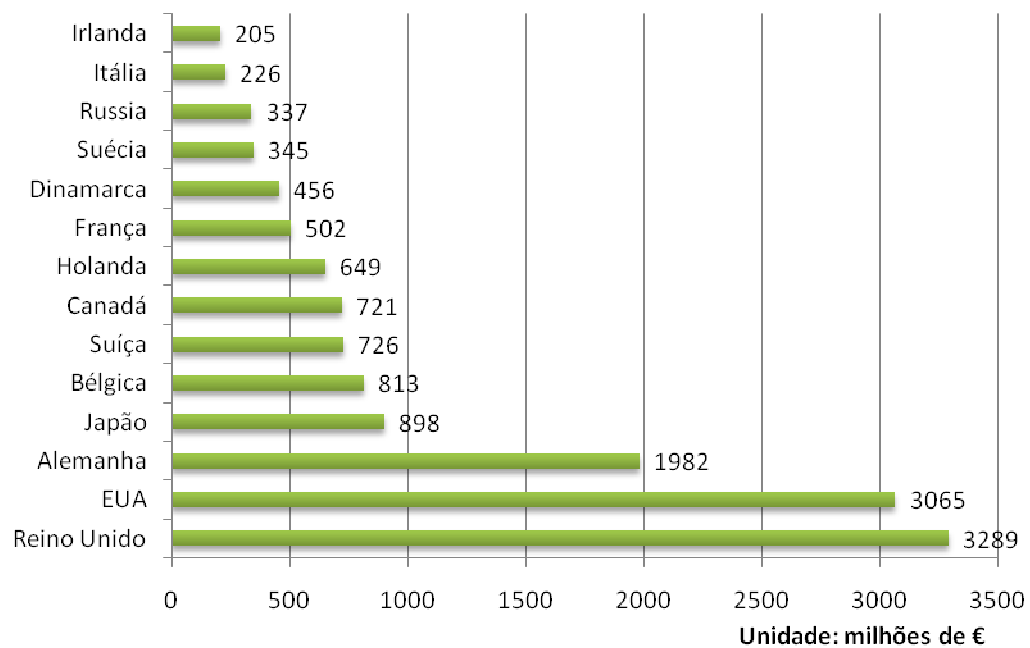


Figura 1.2.3 – Principais importadores mundiais de vinho em 2001/03

(Fonte: Políticas, 2007)

No ranking dos principais países exportadores de vinho a nível mundial no triénio 2001/03, Portugal encontrava-se no sétimo lugar.

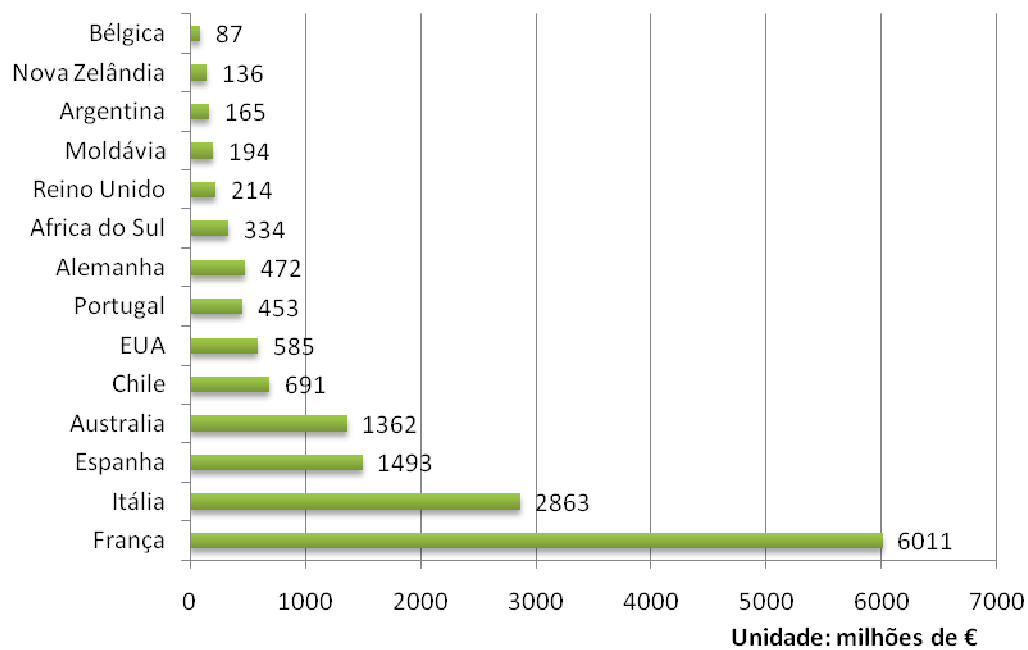


Figura 1.2.4 – Principais exportadores mundiais de vinho em 2001/03

(Fonte: Políticos, 2007)

Na União Europeia, a área de vinha corresponde a 2% da Superfície Agrícola Utilizada, sendo 3,7 milhões de hectares, dos quais 95 % para a produção de vinho (Eurostat, 2008).

Portugal em 2008 detém 6% da área total de vinha da União Europeia como é demonstrado na Figura 1.2.5.

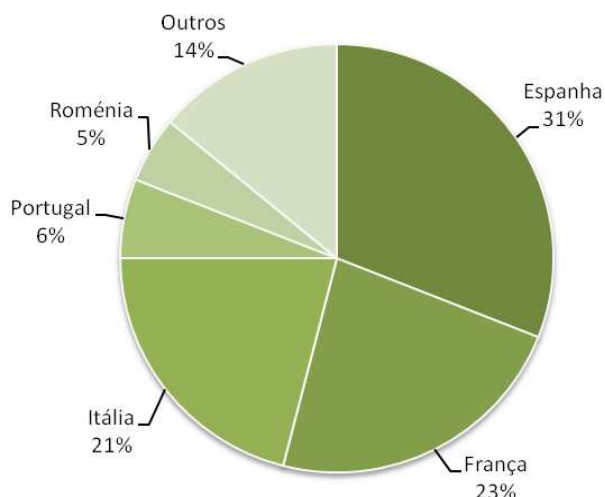


Figura 1.2.5 – Distribuição da área de vinha pelos membros da União Europeia

(Fonte: Commission, 2008)

1.3 Caracterização do sector em Portugal

Em 2005, Portugal tinha uma superfície agrícola útil (SAU) de 3 679 587ha, dos quais 238 647ha (6,5%) correspondiam à área de produção de vinha, sendo apenas ultrapassado pela área de produção de cereais e pelos olivais (Estatística, 2008).

Na Tabela 1.3.1 são apresentadas as áreas de vinha separadas por região vitivinícola, onde se pode verificar que mais de metade da área de vinhas nacionais se encontram na região vitivinícola de Trás-os-Montes e Beiras.

Tabela 1.3.1 – Áreas por região vitivinícola de Portugal Continental (campanha de 2007/2008)

(Fonte: Estatística, 2008)

Região Vitivinícola	Superfície (ha)			
	VQRD	Outros Vinhos	Total	%
Minho	31,245	570	31,815	13
Trás-os-Montes	39,534	29,365	68,899	29
Beiras	11,813	45,508	57,321	24
Estremadura	1,395	23,803	25,198	11
Ribatejo	1,519	17,999	19,518	8
Terras do Sado	1,590	7,692	9,282	4
Alentejo	10,425	13,066	23,491	10
Algarve	380	1,683	2,063	1
Total	97,901	139,687	237,587	100

Em matéria de potencial vitícola estima-se que em Portugal Continental esta seja de 253.655ha, tendo em conta que ainda existe uma área de 15.459ha de direitos de plantação por utilizar (Vinho, 2008a).

Na Figura 1.3.1 está representado a evolução da produção e consumo de Vinho em Portugal.

Unidade:
1000 hl



Figura 1.3.1 – Evolução da produção e do consumo de vinho em Portugal
(Fonte: Vinho, 2008)

O sector da produção de vinho em Portugal representou, em média, um volume de negócios anual, entre 2002 e 2004, de 516 milhões de euros, o que representa 14% da produção vegetal e 9% da produção agrícola (Regional, 2007).

Em 2001, a indústria do vinho representava 41% do volume total das vendas do grupo das indústrias de bebidas (Regional, 2007).

No que diz respeito às exportações agrícolas alimentares nacionais, o sector vitivinícola representa cerca de 25% do total das exportações nacionais (Políticas, 2007).

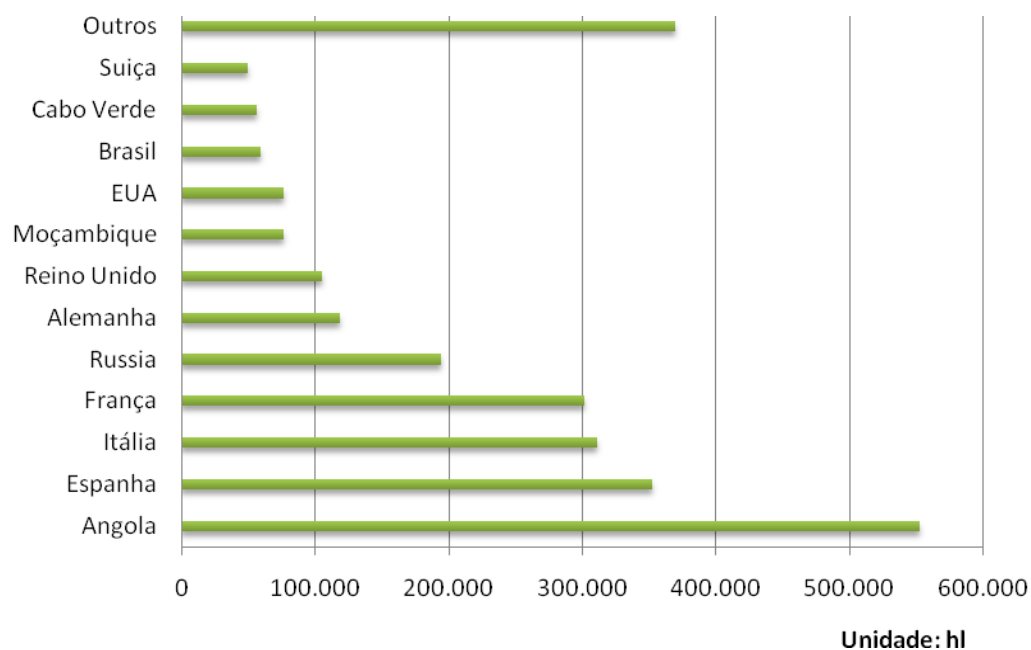


Figura 1.3.2 – Principais países importadores de produtos vínicos nacionais
(Fonte: Vinho, 2008).

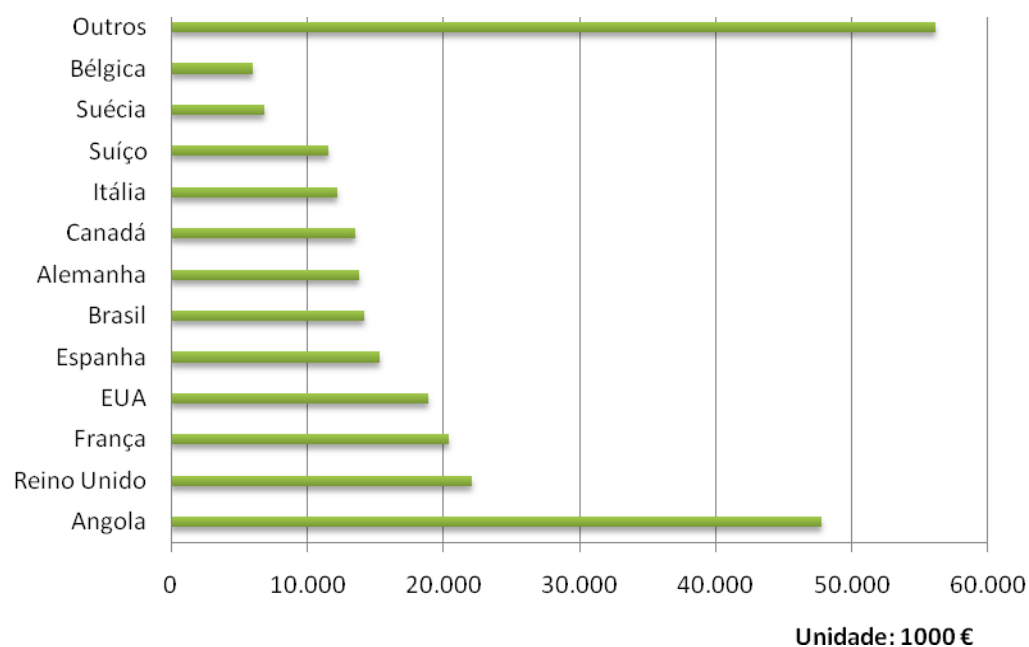


Figura 1.3.3 Principais países importadores de produtos vínicos nacionais em Euros
(Fonte: Vinho, 2008).

O sector do vinho em Portugal, abrange todo o tipo de empresas desde, as micro empresas, PME, grandes empresas e o sector cooperativo responsável por metade da produção nacional.

Segundo dados do Instituto da Vinha e do Vinho (IVV), na campanha de 2005/2006 foram reconhecidos 38.683 locais de vinificação, com uma produção total de 6,7 milhões de hectolitros (hL) de vinho, dos quais 61% tinto e 39% branco. Do total de adegas em laboração, a grande maioria são pequenas ou muito pequenas sem expressão em termos nacionais e apenas 475 adegas produziram mais de 1.000 hL, o que correspondeu a cerca de 85% da produção nacional. A produção média anual de Portugal é de cerca de sete milhões de hectolitros de vinho, o que corresponde à laboração de cerca de 10 milhões de toneladas de uvas (Regional, 2007).

Em Março de 2007 existiam 13 089 empresas inscritas no instituto da vinha e do vinho, para exercer actividade no sector. Vitivinicultores, armazenistas, produtores e vitivinicultores/engarrafadores, engarrafadores e exportadores/importadores detêm a maior percentagem. Sendo assim, no emprego, um sector importante pelo número de postos de trabalho que gera (Regional, 2007).

2. Caracterização da Actividade Vinícola

As actividades relacionadas com a produção vinícola, constituem um sector de importância relevante para Portugal, tanto pela sua influência significativa a nível económico e cultural, como também pelo seu impacto a nível ambiental. Com o aumento das preocupações ambientais que se tem verificado, a preocupação associada à finalidade dada aos efluentes e aos resíduos sólidos resultantes desta actividade tem aumentado.

Os efluentes vinícolas são responsáveis pela poluição das linhas de água próximas das adegas. A composição destes efluentes caracteriza-se por apresentar grandes flutuações sazonais de volume e composição e por serem mais poluentes que a dos efluentes domésticos, inviabilizando o seu encaminhamento para ETARs municipais, sob o risco de provocarem o mau funcionamento destas.

Segundo um estudo efectuado pelo IVV, onde foram inquiridas 116 Adegas Cooperativas, e se obteve resposta de 60, que representavam 54%, equivalente a 1 945 milhões de hectolitros da produção total declarada pelo universo cooperativo, na campanha 2005/2006, 43% dessas adegas admitem não ter um sistema de tratamento de resíduos/efluentes.

Segundo o ENEAPAI (Estratégia Nacional para os Efluentes Agro-Pecuários e Agro-Industriais) das 79 unidades identificadas pelas CCDR, apenas 33 (cerca de 42%) dispõem de informação sobre as licenças de descarga para rejeição de águas residuais na linha de água. O que corresponde apenas a cerca de 7% das unidades que laboraram na campanha de 2004/2005. A informação fornecida permite ainda identificar 25 unidades com ligação ao colector municipal, cerca de 32%, das identificadas pelas CCDR e cerca de 5% das unidades que laboraram na campanha de 2004/2005 (Regional, 2007).

2.1. Processo de vinificação e respectivas fontes de águas residuais.

A transformação de uvas em vinho pode ser comparada a um fluxo de materiais (Pirra, 2005). Se tivermos em conta que os inputs deste fluxo são, as uvas, a água, produtos enológicos, produtos de limpeza e desinfecção, etc., podemos prever que para além do vinho teremos uma água efluente e um elevado número de subprodutos sólidos que deveriam ser bem geridos.

A produção de vinho é um processo que passa por muitas etapas onde a quantidade e qualidade dos efluentes líquidos produzidos é muito variada. Esta pode variar ao nível de carga poluente, carga hidráulica, em função das técnicas usadas na produção, período de funcionamento, tipo de vinho produzido, etc. O mesmo se passa com a produção de resíduos sólidos.

Airolti G. *et al.* (2004) citados por Pirra, (2005) estimam que uma adega produza cerca de 1,3 a 1,5 kg de resíduos por cada litro de vinho produzido, sendo 75% de águas residuais vinícolas, 24% de subprodutos de vinificação e 1 % de resíduos sólidos.

A vinificação é um processo próprio de cada produtor. Embora esse processo varie de produtor para produtor, factor que contribui para a especificidade de cada vinho, existem operações básicas unitárias que são comuns na grande maioria das adegas.

(1) Recepção das uvas

Ocorre durante o período das vindimas. Existem diversos métodos de fazer chegar as uvas à adega, sendo sempre importante ter em consideração alguns cuidados. Deverá ser evitada a contaminação microbiana que pode ocorrer se as uvas estiverem parcialmente esmagadas e a temperatura elevada. Sendo por tanto importante garantir a chegada das uvas à adega inteiras e a temperatura não muito elevada (Pirra, 2005).

(2) Esmagamento/Desengação

Consiste na passagem dos bagos por um esmagador, que esmaga as uvas dilacerando-as sem que as grainhas ou o engaço o sejam.

O desengação consiste na separação do engaço (parte lenhosa) do resto do cacho, e tem lugar antes e depois do esmagamento. Com muita frequência é realizada num aparelho que combina as duas operações. O desengação é um processo recomendado, pois influencia a qualidade do vinho, e pode ser parcial (vinhos brancos e roses) ou total (vinhos tintos) (Pirra, 2005).

(3) Defecação

Logo em seguida ao esmagamento, durante a decantação que precede a fermentação ou na prensagem é adicionado ao mosto uma certa quantidade de desinfectantes normalmente sulfurosos.

A aplicação de concentrações crescentes de anidrido sulfuroso, leva a morte em primeiro lugar das bactérias, seguindo-se as leveduras apiculadas (*Kloeckera apiculata*) e por fim as leveduras elípticas (*Saccharomyces ellipsoideus*) que são as mais resistentes.

Retardando o início da fermentação, o SO₂ favorece o depósito mais ou menos rápido das matérias em suspensão no mosto.

A aplicação do SO₂, retarda a oxidação do mosto, paralisando a tirocinase e lactase, enzimas presentes nas uvas apodrecidas. É importante evitar estas transformações pré-fermentativas nefastas à qualidade do vinho.

O SO₂ transforma-se em ácido e vai atacar as células vegetais favorecendo a dissolução dos ácidos orgânicos presentes. Por outro lado, opõe-se ao desenvolvimento de bactérias susceptíveis de atacar os ácidos principalmente o ácido málico. Contribuí assim para a acidificação do mosto (Pirra, 2005).

(4) Fermentação/Remontagem/Levedação/Maceração

O mosto é enviado para cubas ou tonéis onde se dá a fermentação alcoólica. A fermentação alcoólica é um fenómeno através do qual os açúcares são transformados em álcool e anidrido carbónico, por acção de leveduras.

As partes sólidas das uvas têm tendência a ir para a superfície, e é necessário misturá-lo com o restante líquido que está na parte inferior dos tanques de fermentação. A remontagem visa, através de um sistema de bombagem, misturar o mosto de forma a homogeneizar a distribuição das leveduras e da temperatura.

Pode-se recorrer à levedação, adicionando-se leveduras seleccionadas e em plena actividade, com o fim de provocar a sua multiplicação na massa do mosto e de forçar a fermentação alcoólica.

A maceração realiza-se durante a fermentação, e consiste em promover o contacto das cascas e sólidos com o vinho, onde o álcool age como um solvente para extrair a cor, taninos e aroma das cascas (Pirra, 2005).

(5) 1ª Trásfegas/Decantação/Prensagens

A trásfega do mosto fermentado das cubas de fermentação para as cubas de decantação onde se pretende separar o vinho límpido dos depósitos que se formam no fundo dos toneis ou das cubas. O depósito não é instantâneo, dado depender do diâmetro e do peso das partículas, da natureza do vinho e do recipiente.

A prensagem consiste no aproveitamento, mediante a compressão da massa do vinho que fica retida pelo bagaço e que é considerável (em média 100Kg de bagaço retêm 55L de vinho). Nas uvas brancas normalmente faz-se depois do esmagamento nas tintas faz-se depois da fermentação (Pirra, 2005).

(6) Fermentação maloláctica

É feita normalmente nos vinhos tintos e consiste na transformação de ácido málico em ácido láctico por acção das bactérias. É um importante factor de qualidade, pois origina a diminuição da acidez, tanto maior quanto mais rica é a uva em ácido málico (Pirra, 2005).

(7) 2ª Trásfega/Estabilização e Acabamento/Clarificação/3ª Trásfega

A 2ª trásfega realiza-se após a fermentação maloláctica, no início do inverno, depois dos primeiros frios que provocam a precipitação do bitartarato de potássio.

A estabilização e acabamento servem para corrigir o pH e acertar o SO₂.

Os vinhos tintos podem ser envelhecidos em barris ou cascos de carvalho, que acrescentam algumas qualidades ao vinho.

A 3ª trásfega é feita imediatamente antes do engarrafamento após os tratamentos de estabilização e homogeneização.

Segue-se agora a etapa de clarificação obrigatória nos vinhos brancos, onde são removidos as partículas em suspensão no vinho. Os vinhos tintos nem sempre são clarificados.

A clarificação pode ser feita por colagem ou por filtração. Na colagem adiciona-se gelatina, bentonite, ou outra substância, que coagula e sedimenta arrastando as impurezas. Na filtração, o vinho passa por um filtro onde ficam retidas as impurezas.

Estas trásfegas também visam limpar o vinho, separar as borras originadas na fermentação maloláctica e nos tratamentos de estabilização e acabamento (Pirra, 2005).

(8) Engarrafamento

Este processo consiste em depositar uma quantidade exacta de vinho em garrafas que são devidamente rotuladas e fechadas com rolhas normalmente de cortiça.

A cor das uvas também condiciona as práticas enológicas a realizar, o que faz com que o processo de vinificação do vinho tinto difira do vinho branco. Na Figura 2.1.1 estão representadas muito simplificadamente as principais diferenças (Pirra 2005).

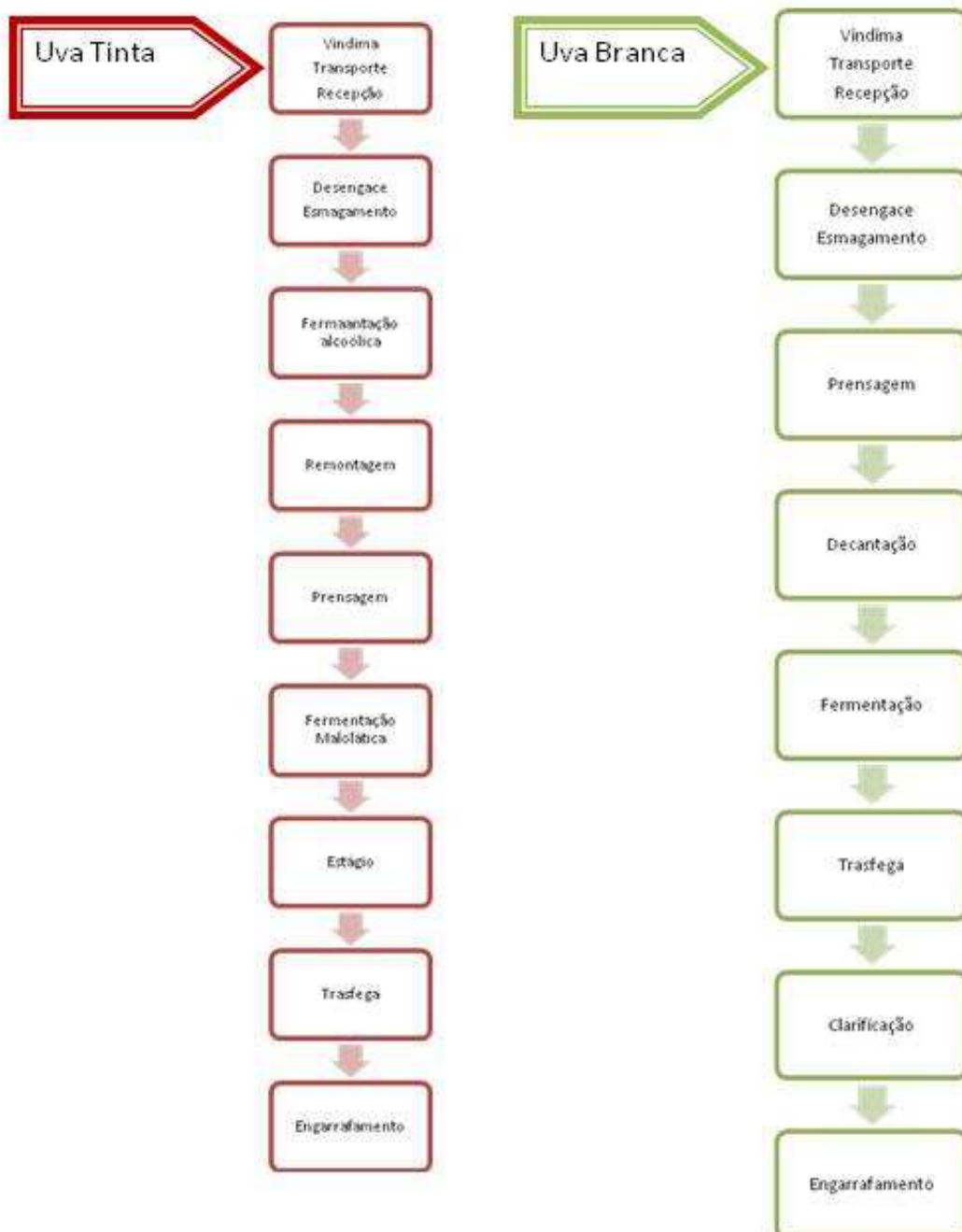


Figura 2.1.1 Processos de produção de vinho tinto e branco (Adaptado de Infovini)

Na Figura 2.1.2 estão esquematizados os processos responsáveis pela produção de águas residuais.

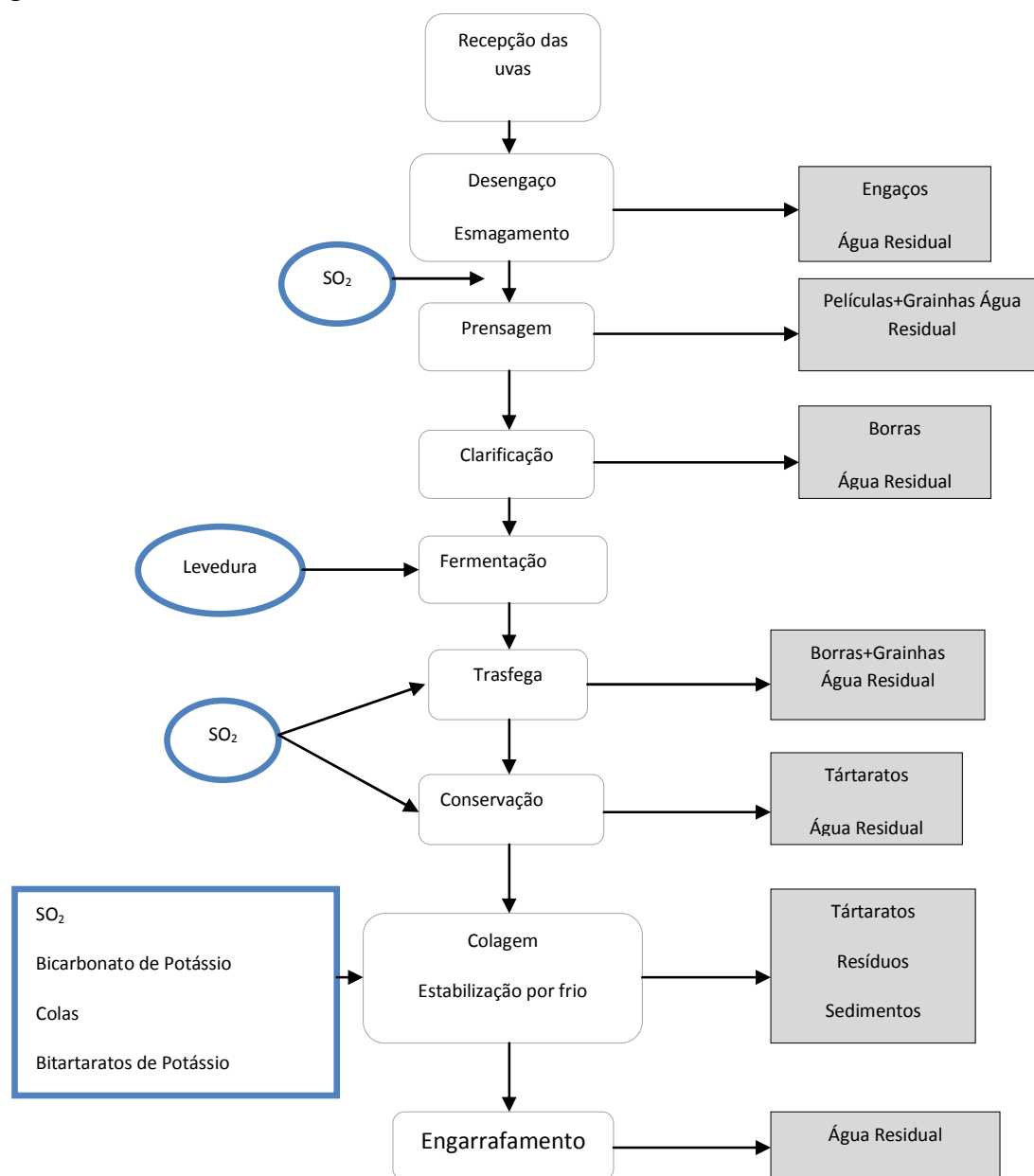


Figura 2.1.2 – Processo tecnológico adoptado na Adega Cooperativa Ponte da Barca (Adaptado de Rodrigues *et al.* 2006)

Durante a recepção das uvas, esmagamento e desengação, as águas residuais geradas são resultado da lavagem dos contentores de transporte e recepção das uvas, da maquinaria que realiza o desengação e o esmagamento, e do pavimento da adega (Vlyssides, *et al.* 2005).

As restantes operações geram águas residuais na lavagem dos equipamentos como cubas de fermentação, de decantação, de maturação, bombas. Durante a transferência de vinho de uns equipamentos para outros, ocorrem perdas de vinho, sendo necessária a lavagem do pavimento (Vlyssides, *et al.* 2005). Durante as trasfega também há perdas de vinho, e surgem as borras (fundos de cuba) extremamente poluentes. A 2ª trasfega é responsável pelo maior volume de borras com maior carga poluente. O volume de borras pode atingir 20 % da capacidade das cubas (Pirra, 2005).

Segundo o BREF de 2003 durante o processo de produção de vinho, os efluentes mais poluentes são produzidos durante as trasfegas e lavagem das cubas de fermentação (Commission, 2003).

Durante o processo de engarrafamento, as águas residuais geradas têm origem na lavagem das cubas, das garrafas, das máquinas de engarrafamento e dos armazéns (Vlyssides, *et al.* 2005).

2.2. Caracterização das Águas Residuais Geradas

De um modo geral afirma-se que a indústria vinícola apresenta elevados consumos de água e grandes caudais de efluentes, que se devem essencialmente à lavagem dos equipamentos e cubas durante o período de vinificação (Daffonchio, *et al.* 1998 e Rodrigues, *et al.* 2006).

Segundo estudos de diversos autores, ao longo de vários anos em diversos locais, existe uma grande variabilidade do rácio de consumo de água por litro de vinho produzido e consequentemente de concentração dos próprios efluentes.

Como já foi referido anteriormente, o vinho é obtido por fermentação alcoólica total ou parcial de uvas frescas esmagadas ou não, ou de mosto de uva. Dependendo do período de trabalho (trasfegas, vindima, engarrafamento), e das tecnologias apresentadas, podemos encontrar variações na produção de efluentes, ao nível de caudal e carga orgânica (Rodrigues, *et al.*, 2006).

Na Figura 2.2.1 mostra-se a variação de produção de águas residuais numa adega.

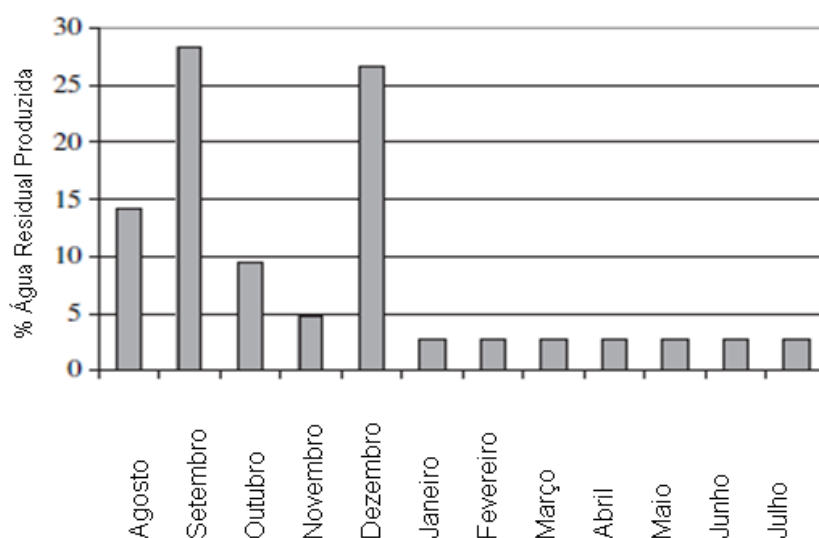


Figura 2.2.1 - Distribuição da produção de águas residuais ao longo do ano (fonte: Vlyssides *et al.* 2005)

Na Tabela 2.2.1 estão apresentados os volumes e a respectiva carga orgânica produzida por cada processo de vinificação.

A implementação de estratégias de redução de consumo e reaproveitamento de água, como a separação de redes pluviais e águas sujas, de efluentes domésticos e efluentes vinícolas, lavagem com água em sobrepressão, revestimento dos órgãos da adega e do pavimento com superfícies lisas que facilitam a limpeza, etc., permitiriam a diminuição do volume de efluentes líquidos a tratar e o volume de água consumido (Pirra 2005).

Tabela 2.2.1 – Volume específico de água residual e respectiva carga poluente produzidas por operação de vinificação (Fonte: Pirra, 2005 e Vlyssides *et al.*, 2004).

Operação de Vinificação	Volume de Água Residual Produzido (L água/L vinho)	Produção Específica de CQO (g CQO/L vinho)	
		Vinho Branco	Vinho Tinto
Recepção das uvas			
Lavagem do equipamento	0,76	3,9	5,3
Lavagem do pavimento	0,56	0,3	0,4
Produção do mosto			
Pré-lavagem das cubas de fermentação	0,24	0,3	0,3
Lavagem do equipamento	1,53	4,1	5,3
Lavagem do pavimento	0,56	0,3	0,4
Perdas de mosto	0,08	35,8	43,2
Fermentação			
Lavagem das cubas de fermentação	0,24	0,4	0,5
Pré-lavagem das cubas de armazenamento	0,24	0,3	0,3
Lavagem das bombas	0,77	3,4	4,1
Lavagem do pavimento	0,57	0,3	0,3
Perdas de mosto	0,08	29,7	37,2
Maturação Estabilização e Filtração			
Lavagem das cubas de maturação	0,24	0,3	0,4
Pré-lavagem das cubas de armazenamento	0,24	0,3	0,3
Lavagem do equipamento	1,54	3,2	4,3
Lavagem do pavimento	0,57	0,3	0,4
Perdas de vinho	0,08	29,8	38,2
Engarrafamento e Transporte			
Pré-lavagem das cubas de armazenamento	0,24	0,3	0,4
Lavagem do equipamento	0,77	3,3	4,3
Lavagem do pavimento	0,56	0,3	0,4
Perdas de vinho	0,08	30	36,8

As águas residuais são compostas por resíduos de subprodutos, perdas de produtos brutos, produtos usados para tratamento de vinho e produtos de limpeza e de desinfecção (Rodrigues, *et al.*, 2006). De entre os sólidos presentes na água residual vinícola, podemos referir o engaço de uvas, polpas e grainhas provenientes da operação de lavagem durante a vinificação, borras originadas nas operações de lavagem durante trasfega, e terras de diatomáceas, resultante da lavagem dos filtros (Rodrigues, *et al.*, 2004).

Os constituintes do mosto e do vinho estão também presentes nas águas residuais em proporções variáveis: açúcares (principais responsáveis pelo CQO), etanol, esteres, glicerol, ácidos orgânicos (conferem o pH ácido), compostos fenólicos, bactérias, leveduras e elementos facilmente biodegradáveis excepto os polifenóis (Rodrigues, *et al.* 2006 e Melamane, *et al.*, 2007). Estes efluentes contêm também metais pesados, como ferro, zinco, e iões metálicos como Ca^{2+} , K^{+} e Na^{2+} e sulfatos (Melamane, *et al.*, 2007).

O efluente apresenta normalmente uma carência muito acentuada em azoto e fósforo, sendo a relação CBO/N/P muitas vezes próxima de 100/1/0,3. Andreottola *et al.* (2002) tiveram a necessidade de adicionar ureia e ácido ortofosfórico para garantir a síntese celular da biomassa durante o tratamento.

A matéria orgânica encontra-se essencialmente na forma solúvel ainda que uma fracção importante seja facilmente sedimentável (grainhas, sais tartáricos, terras de filtração), sendo que os volumes de efluentes rejeitados relativamente ao volume de vinhos produzidos variam entre $0,1 \text{ m}^3/\text{m}^3$ e $2,4 \text{ m}^3/\text{m}^3$. (Rodrigues, *et al.*, 2006).

Na Tabela 2.2.2 pode-se verificar a composição química de efluentes vinícolas segundo alguns autores.

Tabela 2.2.2 – Composição química de efluentes vinícolas.

Referência	CQO	CBO	SST	pH	Fósforo Total	Azoto Kjeldahl
Unidade	g m ⁻³	g m ⁻³	g m ⁻³		mg L ⁻¹	mg L ⁻¹
Fumi <i>et al.</i> 1995	2 - 9	1,2 - 6,0	0 - 2	0 - 12	5 - 10	25 - 70
Daffonchio <i>et al.</i> 1998	7,5	-	-	5,46	-	-
Rajeshwari <i>et al.</i> 2000	70 - 98	4,5 - 60	2 - 14	3,8 - 4,4	-	-
Genovesi <i>et al.</i> 2000	9 - 17,4	-	2,4 - 5,0	5 - 5,4	-	-
Berardino <i>et al.</i> 2001	1,9 - 2,1	0,7	0,2 - 0,4	7,9	5,6 - 10,6	12,7 - 18,8
Petruccioli <i>et al.</i> 2002	0,8 - 12,8	-	0,2 - 1,3	-	5 - 77	-
Andreottola <i>et al.</i> 2005	3,6 - 10,6	-	0 - 1,7	3,9 - 8,2	-	-
Vlyssides <i>et al.</i> 2005	3,1 - 4,0	1,7 - 2,0	3,9 - 4,1	6 - 6,2	7 - 8,5	67 - 71
Rodrigues <i>et al.</i> 2006	9,2 - 17,9	5,5- 11,3	2,0 - 5,8	4,0 - 4,3	16 - 68	74 - 260

Os efluentes vinícolas são normalmente ácidos, mas podem variar com o processo de vinificação, a época do ano e o volume de água consumido. A água residual gerada pelos processos de limpeza de equipamentos, que é feita com compostos alcalinos e organoclorados, apresenta valores de pH que pode chegar a 12 na Escala de Sorensen (Pirra, 2005).

2.3. Medidas de Minimização de Produção de Efluentes Vinícolas

A preocupação com as águas residuais geradas por uma determinada indústria, não se deve limitar à eficiência de descontaminação. A água consumida, resultante da actividade dessa indústria, deve ser gerida da melhor forma, evitando o seu desperdício.

Menores consumos de água levam a menores produções de águas residuais (Pirra, 2005).

Algumas medidas simples como o uso de malha fina metálica nas valetas das adegas, ou a remoção dos sólidos e semi-sólidos do pavimento e de alguns equipamentos antes da lavagem com água, visam a separação dos sólidos das águas residuais e são medidas de fácil implementação (Pirra, 2005).

Após a recepção das uvas e o seu encaminhamento para o desengaço e esmagamento, os tanques que transportam as uvas são lavados, havendo um grande consumo de água. Utilizando sprays (HPLV- high pressure low volume) a eficiência da lavagem aumenta com redução de consumo de água (Pirra, 2005).

No processo de desengaço e esmagamento a lavagem da parte lenhosa do cacho da uva é feito com consumos de água elevados. Uma boa prática, seria a sua remoção a seco, com uma lavagem com água no final (Pirra, 2005).

A mesma solução seria uma boa opção para a clarificação, fermentação, trasfegas, clarificação por colagem onde é necessário remover as borras e parte dos bagaços. Já as cubas podem ser lavadas por um sistema de lavagem automático (Pirra, 2005).

No processo de estabilização é usado uma solução alcalina para remover o tártaro que precipita no fundo das cubas. Esta solução pode ser reutilizada sempre que possível, e posteriormente ser descarregada aos poucos no colector (Pirra, 2005).

3. Legislação

Uma actividade industrial é caracterizada por um processo de transformação que requer inputs e outputs. De uma forma geral os inputs são compostos por energia, equipamentos, matéria-prima e mão-de-obra, e os outputs pelos produtos gerados pelo processo de produção. De um ponto de vista ambiental o processo de transformação tem de ter em conta os gastos de energia, o consumo de matérias-primas (recursos naturais) e os resíduos poluentes gerados que terão de ser devolvidos ao meio ambiente.

Nos países industrializados a crescente preocupação com a preservação do meio ambiente, levou à regulamentação das actividades industriais. Inicialmente houve uma preocupação com o tratamento dos outputs industriais procurando torná-los menos poluentes. Posteriormente surgiu a ideia de sustentabilidade, aparecendo a preocupação de minimização de consumo de inputs.

Como primeira preocupação com questões ambientais importa referir que em 6 de Maio de 1968 o Conselho da Europa adopta a Carta Europeia da Água, que expressa preocupação na preservação, utilização, considerando a água um património comum que se deve economizar e usar com responsabilidade (Pirra 2005).

O Decreto-Lei n.º 446/91, de 22 de Novembro, estabelece as quantidades máximas a distribuir, e estabelece limites dos teores em metais pesados nas lamas e no solo. Transpõe para a legislação portuguesa a Directiva 86/278/CEE, de 12 de Junho que define as normas de protecção do ambiente, nomeadamente do solo, no que diz respeito à utilização de lamas de ETARs na agricultura.

Este é um documento importante tendo em conta a possibilidade de utilização das lamas produzidas no tratamento das águas residuais das adegas.

O Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de Junho, transpõe a directiva 91/271/CEE de 21 de Maio relativamente à recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no meio aquático. Este decreto estabelece normas de descarga (tratamento apropriado, controlo, etc.) de águas residuais urbanas em meio hídrico, em função de sensibilidade

do meio de descarga e bem como do tamanho do aglomerado populacional (em equivalentes de população) gerador da descarga. No anexo I relativo ao tratamento requerido para as águas residuais industriais que entrem nos sistemas de drenagem e nas estações de tratamento de águas residuais urbanas, é indicado que terão de ser sujeitas a pré-tratamento, não especificando valores para os parâmetros de descarga.

Na Tabela 3.1 estão apresentadas as concentrações de descarga a cumprir na descarga de águas residuais urbanas em meio hídrico, e as percentagens de redução relativas às concentrações afluentes às estações de tratamento.

Tabela 3. 1 - Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas, segundo o Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho

Parâmetros	Unidades	Concentração	% Mínima de Redução
CQO	mg/l O ₂	125	70 - 90
CBO ₅	mg/l O ₂	25	75
SST	mg/l	35	90
Fósforo Total	mg P/l	2 (10 000 - 100 000 e.p.)	80
		1 (mais de 100 000 e.p.)	
Azoto Total	mg NO ₃ /l	15 (10 000 - 100 000 e.p.)	70-80
		10 (mais de 100 000 e.p.)	

O Decreto-Lei n.º 235/97 de 3 de Setembro transpõe a directiva 91/676/CEE de 12 de Dezembro refere-se à protecção das águas contra a contaminação de nitratos de origem agrícola. Este decreto de lei conduziu à identificação de zonas vulneráveis, à contaminação por nitratos, à implementação de programas de acção e vigilância, e à divulgação, entre os agricultores, de um código de boas práticas agrícolas.

A Lei n.º58/2005, de 29 de Dezembro transpõe a directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro, conhecida como Directiva Quadro da Água, que aborda a gestão do recurso água, tendo por base a minimização dos consumos e a manutenção da qualidade das águas superficiais e subterrâneas considerando o seu uso.

O Decreto-Lei n.º 208/2008 de 28 de Outubro transpõe a Directiva 2006/118/CE de 12 de Dezembro, relativa à protecção das águas subterrâneas contra a poluição e a deterioração, dando também cumprimento ao disposto no artigo 47.º e no n.º 3 do artigo 102.º da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro referido anteriormente. Este documento visa implementar medidas de prevenção e controlo da poluição da água subterrânea, incluindo critérios para a avaliação do seu bom estado químico para a identificação de tendências significativas e persistentes para o aumento da concentração de poluentes, bem como para a definição de pontos de partida para a inversão dessas tendências.

O Decreto Regulamentar 23/95 de 23 de Agosto, refere no ponto 1 do artigo 196.º específico às águas residuais das indústrias alimentares de fermentação e de destilarias, só são admitidas nos colectores públicos desde que seja analisada a necessidade, caso a caso, de pré-tratamento.

O Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto, que revoga o DL n.º 74/90 de 7 de Março, revendo-o numa perspectiva de protecção da saúde pública, de gestão integrada dos recursos hídricos e de preservação do ambiente. Introduce o conceito de Valor Limite de Emissão ou VLE entendido como a concentração ou nível de um parâmetro que não deve ser excedido pela instalação durante um ou mais períodos determinados de tempo por uma instalação na descarga no meio aquático e no solo.

Na Tabela 3.2 estão apresentados alguns VLE dos parâmetros de descarga de águas residuais com maior relevância para a actividade vinícola.

Tabela 3. 2 - VLE de alguns parâmetros de descarga de águas residuais, de acordo com o Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto

Parâmetros	Unidades	VLE
pH	Escala de Sorensen	6 - 9
CQO	mg/l O ₂	150
CBO ₅	mg/l O ₂	40
SST	mg/l	60
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	0,5
		10
Fósforo Total	mg/l P	3(afluentes a lagoas ou albufeiras) 0,5 (lagoas ou albufeiras)
Azoto Total	mg/l NO ₃	15

Como já foi referido anteriormente, por vezes as águas residuais resultantes da produção vinícola, são descarregadas em colectores de águas residuais municipais, ou armazenadas em fossas sépticas e transportadas até uma ETAR. Nestes casos, são os municípios que estipulam quais os valores das concentrações dos diferentes parâmetros de descarga através do Regulamento Municipal de Descarga de Águas Residuais Industriais. Na Tabela 3.3, encontram-se alguns valores limite para a descarga de águas residuais industriais em alguns municípios.

Tabela 3. 3 - VMA de alguns Municípios (Fonte: Regulamento de descargas de águas residuais industriais no sistema de drenagem público do concelho de Cartaxo; Regulamento de descarga de água residuais industriais dos serviços municipalizados de Loures; Regulamento de águas residuais industriais dos serviços municipalizados de água e saneamento de Sintra; Regulamento de descarga de águas residuais industriais no sistema de drenagem municipal do concelho de Torres Vedras; Regulamento municipal de distribuição de água e de drenagem de águas residuais.)

Parametros	Valor Máximo Admissível (VMA) por município					Unidades
	Cartaxo	Loures (VLE)	Mesão Frio	Sintra	Torres Vedras	
pH	-	-	6 - 9	5,5 - 9,5	6 – 9	
CQO	450	1500	2000	1200	700	g m ⁻³
CBO ₅	300	1000	1000	800	400	g m ⁻³
SST	450	1000	500	1000	500	g m ⁻³
Azoto total	15	100 (amoniaco)	-	90	50 (amoniaco)	g m ⁻³
Fósforo Total	20	-	-	20	15	g m ⁻³

Comparando as exigências de qualidade de um efluente à saída da ETAR presentes no Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de Junho, com as exigidas pelos regulamentos municipais acima referidos para descarregar num colector municipal, verificamos que os segundos são muito menos exigentes, e consequentemente mais atractivos para a indústria ao nível de custos de tratamento.

Para assegurar o equilíbrio económico e financeiro da exploração dos sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais, com um nível de atendimento adequado, a Entidade Gestora cobra tarifas, taxas e preços pelos serviços prestados.

À Entidade Gestora/Município, é paga uma tarifa de utilização, uma taxa de ligação e uma taxa de disponibilidade. A tarifa de utilização, varia com o volume mensal descarregado, e a taxa de disponibilidade com o caudal diário, já a taxa de ligação trata-se de um valor fixo estabelecido pela Entidade Gestora/Município paga por cada ligação directa ou indirecta à rede de colectores públicos (Regulamento de descargas de águas residuais industriais no sistema de drenagem público do concelho de Cartaxo - 2006). Na Tabela 3.4 são apresentadas tarifas de utilização de alguns municípios.

Tabela 3. 4 - Tarifa de utilização aplicada por alguns municípios portugueses (Fonte: Tabela de taxas, tarifas e licenças municipais do Município de Cabeceiras de Bastos; Tabela de taxas e tarifas dos sistemas de distribuição de água e de drenagem de águas residuais do Município do Montijo; Actualização de tarifas de 2009 do departamento de água e saneamento básico do Funchal; Regulamento e tabelas de taxas e licenças 2008 do Município de Penafiel.)

Município	Custo/m3 (€)
Cabeceiras de Basto	0,19
Montijo	0,55
Funchal	0,65
Penafiel	0,99
Custo médio	0,57

Para as entidades gestoras/municípios também é vantajoso que as indústrias façam a descarga das águas residuais num colector municipal pois recebem em contrapartida as tarifas/taxas aplicadas a essas descargas.

4. Tipos de Tratamentos Usados para Águas Residuais Geradas pela Actividade Vinícola

Os efluentes vinícolas são ricos em matéria orgânica, são ácidos e contêm diferentes microrganismos, essencialmente bactérias e leveduras. Quando descarregados no meio natural a matéria orgânica é degradada pelos microrganismos, que consomem o oxigénio presente na água, indisponibilizando-o para a fauna em geral. Paralelamente, quando existem nutrientes em abundância, estes são utilizados pelas algas microscópicas para se multiplicarem, o que em conjunto com o elevado número de sólidos em suspensão, ocasiona a turvação do meio. A luz solar deixa de chegar as plantas aquáticas fotossintéticas, e estas deixam de produzir oxigénio conduzindo à diminuição de oxigénio dissolvido na água (Pirra, 2005).

O objectivo de uma estação de tratamento de águas residuais é remover as substâncias poluentes da água residual, de forma que possa ser descarregada num meio receptor sem provocar danos.

Na maior parte das estações de tratamento de águas residuais industriais, os sólidos suspensos são removidos por tratamento físico, como grades, tamisadores, desarenadores, flotadores e decantadores. Já a remoção das substâncias dissolvidas, tem de sofrer um tratamento químico e/ou biológico (Najafpour, *et al.*, 2005).

Existem compostos orgânicos resultantes da produção vínica e presentes nas suas águas residuais como fenóis e polifenóis, que não são removidos de forma eficaz através de processos biológicos (Benitez, *et al.*, 2000). Benitez *et al.* (1999) obtiveram eficiências de remoção de compostos fenólicos proximas de 100% através da ozonização de efluentes vinícolas pré tratados aerobiamente. Segundo Peña *et al.* (2003) citado por Satyawali *et al.* (2008), a oxidação por ozono é um tratamento eficaz para a sua remoção.

De seguida serão abordados alguns tipos de tratamentos aplicáveis no âmbito dos efluentes vinícolas.

4.1. Pré-Tratamento

Neste subcapítulo são descritas as duas etapas iniciais, mais comuns, em estações de tratamento de águas residuais vinícolas.

4.1.1. Gradagem/Tamisação

O objectivo da gradagem/tamisação é retirar do efluente a tratar os elementos sólidos de maiores dimensões susceptíveis de poder provocar entupimentos nas tubagens, danificar o equipamento mecânico das estações de tratamento, e melhorar a eficácia do tratamento subsequente.

Os sistemas de gradagem utilizados no pré-tratamento de águas residuais são classificados tendo em conta essencialmente o espaçamento da grade e o tipo de limpeza. Relativamente ao espaçamento da grade, estas podem ser classificadas como grade grossa ou grade fina. Quanto ao tipo de lavagem, pode ser manual ou mecânica (Sardinha, 2007). As grades grossas apresentam espaçamentos entre 6 e 150 mm e as grades finas/tamisadores espaçamentos inferiores a 6 mm. Os elementos filtrantes destes sistemas podem ser barras paralelas, malhas, varetas ou chapas perfuradas (Metcalf & Eddy, 2003).

É muito importante a remoção dos sólidos, como as borras e pele das uvas, presentes nos efluentes, resultantes das trasfegas e da clarificação, pois a sua não remoção eleva o nível de contaminação orgânica até valores de CQO 500000 mgO₂/l (Commission, 2003). No caso de uma unidade de tratamento de águas residuais de uma adega, deverá optar-se por tamisadores com um espaçamento entre 0,75 e 1 mm (Commission, 2003).

4.1.2. Armazenamento/Equalização/Neutralização

O armazenamento de águas residuais geradas pela actividade vinícola, é uma etapa essencial. Como já foi abordado anteriormente, a sazonalidade característica desta actividade, conduz a uma grande variação de caudais de águas residuais produzidas. Esta característica apresenta problemas ao bom funcionamento da ETARI (Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais). Este facto é particularmente importante nos sistemas com reduzido tempo de retenção hidráulico a funcionar com fio de água, que devem ser dimensionados para um determinado caudal diário máximo. O armazenamento permite evitar o sobredimensionamento dos reactores biológicos, diferindo o tratamento das épocas de ponta de produção para épocas de reduzida ou nula produção de efluentes (Pirra, 2005). O volume de armazenamento tampão mínimo a instalar deve corresponder à diferença entre o volume de efluentes vinícolas produzido no período de ponta (vindimas e primeiras trasfegas) e o volume de efluentes que a ETARI terá capacidade de tratar nesse período. O tempo de retenção hidráulica no tanque de armazenamento, varia de 2-3 dias para instalações com tratamento por fio de água, até algumas semanas ou meses no caso de instalações com tratamento por caudal reduzido ou sequencial (Pirra, 2005).

O armazenamento será útil também para a homogeneização do efluente e correcções de pH. Ao longo do dia e dos meses de Agosto a Dezembro, as características do efluente vão variando conforme o processo que está em curso. Através da instalação de agitadores mecânicos, é promovida a homogeneização e o arejamento do efluente, evitando a ocorrência de fermentação anaeróbia que é geradora de odores indesejáveis e potencialmente perigosa dada a libertação de enxofre, ácidos gordos voláteis de cadeia curta e formação de metano, com consequente perigo de explosão, e que só por si terá efeitos de redução da carga orgânica de 10 a 15% de CQO, segundo Guillout *et al.* (2000) e Rochard *et al.* (2000) citados por Pirra, (2005) e de 20 a 40% segundo Canler *et al.* (1998) e Jourjon *et al.* (2001) citados por Pirra, (2005). A correcção do pH, normalmente necessária, devido aos baixos valores de pH característicos destes efluentes, é normalmente feita através da adição de bases.

4.2. Tratamento Primário

Um outro aspecto importante no domínio dos efluentes vinícolas, nem sempre equacionado da forma mais apropriada, é a remoção de sólidos suspensos inorgânicos, os quais podem afectar, por abrasão, os equipamentos mecânicos como bombas, e arejadores tipo ventúri (Rodrigues, *et al.* 2006). A sua remoção pode ser obtida por sedimentação, floculação/coagulação, oxidação catalítica, separação por membranas ou por evaporação (Pirra 2005).

As águas residuais vinícolas têm um teor reduzido em elementos coloidais e partículas finas em suspensão, o que limita de uma forma geral a acção dos tratamentos físico-químicos, sendo substituído muitas vezes por tratamento biológico (Gonard, 1992, citado por Pirra, 2005).

4.2.1. Coagulação/Floculação

O processo de coagulação/floculação, é usado quando se pretende remover elementos coloidais e partículas finas em suspensão, que não são possíveis de remover por sedimentação. Geralmente é adicionado um agente coagulante com o objectivo de destabilizar a carga superficial das partículas coloidais. Segue-se uma mistura do líquido que promove o choque das partículas coloidais destabilizadas que resulta na floculação, ou seja formação de flocos que vão aumentando o seu tamanho até poderem ser removidas por filtração ou sedimentação (METCALF & EDDY 2003).

Os coagulantes mais utilizados são os sais de Fe e de Al, dependendo a eficiência de uma desestabilização da natureza da suspensão, da dose de coagulante utilizado, pH, temperatura da água, tempo de reacção, força iónica, etc (Mano, 2005). Para otimizar esta operação recorre-se normalmente aos “Jar Test”. O uso de polielectrolitos, reduz a quantidade necessária de coagulante, produzindo lamas mais estáveis, facilitando a sua

decantação. (Pandey *et al.*, 2003 e Mano 2005). A escolha do polielectrólito é muito importante, pois estes são muito específicos. As variações na qualidade da água podem levar à mudança do polielectrólito a usar (Mano, 2005).

Pereira (1986) testou, em águas residuais vinícolas, a coagulação/floculação com sulfato de alumínio e precipitação com hidróxido de cálcio. Concluiu que a eficiência da remoção de sólidos suspensos e consequentemente da carga orgânica utilizando hidróxido de cálcio, foi superior à do sulfato de alumínio, apresentando resultados satisfatórios na remoção de fenóis. Indica que a biodegradabilidade do efluente resultante do tratamento com hidróxido de cálcio é superior ao do efluente bruto, podendo as lamas resultantes deste tipo de tratamento ser utilizadas na agricultura.

Pereira (1986), descreve um caso de uma adega em França, que através de uma linha de tratamento com gradagem, neutralização com cal, floculação com sulfato de alumínio seguido de decantação, obtinha reduções de CQO na ordem de 30 a 60%, de SST superiores a 90%.

Beltran de Heredia *et al.*, (2005) testaram em laboratório, o tratamento de águas residuais vinícolas através da coagulação/floculação com hidróxido de cálcio, antecedido da aplicação da reacção de Fenton. A experiência consistiu na adição de FeSO_4 e H_2O_2 à água a tratar, promovendo a reacção durante 3 horas. Após a determinação da dosagem óptima de FeSO_4 e H_2O_2 , utilizaram essa dose na operação de coagulação/floculação com Ca(OH)_2 , e verificaram eficiências na remoção de CQO e turvação de 84% e 100% respectivamente.

Pandey *et al.* (2003) realizaram um estudo onde submeteram uma água residual vinícola tratada biologicamente (tratamento anaeróbio seguido de tratamento aeróbio), a tratamentos por coagulação-floculação utilizando agentes coagulantes convencionais (sulfato de ferro e sulfato de alumínio) e não convencionais (água residual proveniente da indústria transformadora de ferro e do titânio), visando a remoção dos compostos recalcitrantes do efluente. Dos coagulantes utilizados, o que apresentou melhores resultados foi o sulfato de ferro a 20 g/l, com remoções de CQO de 63-79%, de CBO de 64-81% e cor de 95-98%. A água residual proveniente da indústria transformadora de ferro foi mais eficiente que a de titânio e apresentou resultados de remoção de CQO, CBO e cor de 86,8%, 92,5% e 98,9% respectivamente. Posteriormente o efluente foi

tratado por adsorção em carvão activado (8g/L) num tempo de contacto de 45 min, tendo sido atingida a qualidade necessária para a descarga.

Pirra (2005) citando Sierra *et al.* (2004), indica que de entre o hidróxido de cálcio, cloreto de ferro, sulfato de alumínio e sulfato de ferro, os melhores resultados foram obtidos com a aplicação de 330 mg/l de sulfato de alumínio a um efluente com 3 a 6 g CQO/l previamente corrigido a pH 12 através da adição de cal. Acrescenta ainda que não houve melhorias com a adição de polielectrólito.

4.2.2. Ozonização

Como já foi referido a água residual vinícola tem uma composição química muito complexa, em parte devido ao alto conteúdo em polifenóis, dificilmente biodegradáveis, e tóxicos, principalmente para os processos anaeróbios. Por este motivo a ozonização tem sido vista como um pré-tratamento desejado para o tratamento biológico de águas residuais vinícolas. A ozonização é capaz de converter as moléculas mais complexas em moléculas simples, mais facilmente biodegradáveis, atenuando os efeitos tóxicos e inibitórios sobre os microorganismos. De uma forma geral, a ozonização de compostos aromáticos aumenta a sua biodegradabilidade. No entanto a utilização de ozono pode também gerar compostos com teor tóxico (Martín *et al.* (2002) citado por Melamane *et al.* 2007 e Benitez, *et al.* 2000).

Benitez *et al.* (1999) realizaram uma experiência em reactores do tipo “batch”, em que submeteram a água residual vinícola a um tratamento por ozono, fazendo variar outros factores como temperatura, o pH, a radiação UV e presença de H₂O₂ para identificar a sua respectiva influência no tratamento. Verificaram que a ozonização do efluente a 20°C e pH=4, levou a uma redução do substrato orgânico de 15%, valor que aumentou até 26,5% e 21,3% quando se aumentou o pH para 9, e pela presença simultânea da radiação UV e peróxido de hidrogénio respectivamente.

Na sequência do mesmo estudo, o mesmo efluente foi tratado aerobiamente, fazendo-se variar a quantidade de substrato orgânico inicial (34,8 – 9,12 g/l) e a quantidade de biomassa inicial no reactor (2,8 – 0,5 g/l) de forma a se verificar a melhor

relação/eficiência. Os resultados de remoção de substrato orgânico foram sempre próximas de 90%, tendo-se obtido uma eficiência de remoção de compostos fenólicos máxima de 79% quando a $S_0=25,8$ g/l e $X_0=0,59$ g/l e mínima de 66% quando $S_0=34,8$ g/l e $X_0=2,8$ g/l.

Posteriormente, o efluente tratado foi submetido à oxidação por ozonização (afim de se analisarem as eficiências do tratamento por ozonização de efluentes pré-tratados aeróbiamente) e obtiveram eficiências de remoção de substrato orgânico entre 40 e 67%. O pré-tratamento aeróbio eliminou a maior parte da matéria orgânica biodegradável e alguns compostos fenólicos, pelo que quando o efluente chegou a ozonização o substrato remanescente e especialmente os compostos fenólicos foram facilmente degradados.

Tanto no tratamento por ozonização de efluentes vinícolas não tratados, como pré tratados aeróbiamente, a presença de radiação UV e o aumento da temperatura não conduziram a melhorias de eficiência de remoção de substrato orgânico.

Benitez *et al.* (2000) realizaram novo estudo, semelhante ao referido anteriormente mas utilizando reactores de fluxo contínuo. A efluente vinícola proveniente da mesma adega, foi submetido a um tratamento por ozonização à temperatura constante de 20°C e com o valor de pH natural do efluente, 3,6. Foram registadas eficiências de remoção de CQO de 16% (TRH=6h, $pO_3=4,0$ kPa), que tendia a diminuir com a diminuição do tempo de retenção hidráulico, e com a pressão parcial de ozono. Relativamente aos polifenóis, registaram-se remoções entre 50 e 60%.

Outra fase da experiência consistiu em submeter o efluente pré-tratado aeróbiamente, ao tratamento por ozonização, fazendo variar o tempo de retenção hidráulico, e a pressão parcial de ozono, registando-se uma eficiência de remoção orgânica de 21,5% para um TRH=6h e $pO_3=4,0$ kPa.

4.3. Tratamentos Secundários

O tratamento de efluentes por via biológica, requer que estes sejam biodegradáveis. A biodegradabilidade de uma água residual aumenta com o aumento de CBO/CQO (Mangkoedihardjo, 2006).

O tratamento biológico, é realizado por microrganismos, essencialmente bactérias. De um ponto de vista metabólico podemos identificar 2 processos principais, processos aeróbios, processos anaeróbios. De uma forma muito sintética, podemos definir os processos aeróbios como aqueles que ocorrem na presença de oxigénio e os processos anaeróbios como aqueles que ocorrem na ausência de oxigénio (METCALF & EDDY 2003).

De um ponto de vista do processo de tratamento biológico, existem 2 grandes grupos: biomassa suspensa, biomassa fixa e eventualmente a combinação dos dois anteriores.

No processo de biomassa suspensa, a biomassa, responsável pela conversão da matéria orgânica em gases e tecido celular, encontram-se em suspensão no líquido.

No processo de biomassa fixa, a biomassa encontra-se fixa a um suporte inerte (pedras, plásticos) dentro do reactor (METCALF & EDDY 2003 e Najafpour, *et al.* 2005).

Os processos de crescimento da biomassa fixa parecem ser mais estáveis que os da biomassa suspensa quando consideramos águas residuais com grandes variações de caudal e carga orgânica (Najafpour, *et al.* 2005).

Os microrganismos que compõem a biomassa fixa, mostram ser mais resistentes a choques químicos e físicos, relativamente à biomassa suspensa (Coetzee, *et al.* 2004).

As principais vantagens destes sistemas, é não necessitar de recirculação (Malandra, *et al.* 2003), facilidade de construção, não necessitar de mistura, grande resistência a choques de carga orgânica e de tóxicos (Rajeshwari, *et al.* 2000).

4.3.1. Tratamento Aeróbio

Os microrganismos que realizam a depuração da matéria orgânica, utilizam os nutrientes e o oxigênio presente na água para converterem a matéria orgânica em compostos mais simples e para se reproduzirem libertando CO₂ e água (METCALF & EDDY 2003).

De um modo geral os processos aeróbios são os mais frequentes para tratamentos de efluentes, considerados pouco concentrados (CQO inferiores a 2000 mg/l), bem como para a eliminação de nutrientes dos efluentes já pré-tratados por processos anaeróbios (Rodrigues, *et al.* 2006). Os processos aeróbios produzem grandes quantidades de lamas, característica que se agrava com o aumento da concentração dos efluentes a tratar e traz problemas ao nível do seu tratamento e deposição (Daffonchio, *et al.* 1998).

Como principais vantagens importa referir que os microrganismos presentes em processos aeróbios são muito resistentes a grandes concentrações de tóxicos, tem elevada capacidade de adaptação a alterações de temperatura e pH (METCALF & EDDY 2003). A taxa de crescimento de biomassa em processos aeróbios é muito elevada, o que leva a que se trate de um processo, à partida, com elevadas eficiências (METCALF & EDDY 2003).

Os custos do arejamento nos sistemas aeróbios são proporcionais aos valores de matéria orgânica a eliminar, pelo que, o custo de operação de uma estação de tratamento de efluentes vinícolas pode ser bastante significativo, tendo em conta a elevada concentração destes efluentes (Rodrigues, *et al.* 2006). Devido à carência em nutrientes, característica dos efluentes vinícolas, pode haver a necessidade da sua adição em sistemas aeróbios (Andreottola, *et al.* 2002). O CBO₅:N:P:K óptimo para os processos aeróbios é 100:5:1:1.

Em adegas de pequena dimensão, e menor produção de efluentes, o custo com um sistema aeróbio não é tão significativo, tendo em conta que a maior parte do ano, as águas residuais são do tipo pouco concentrado (Rodrigues, *et al.* 2006).

4.3.1.1. Lamas Activadas

O sistema de tratamento por lamas activadas, é composto por um reactor provido de um sistema de arejamento que visa fornecer oxigénio necessário e manter a biomassa em suspensão, uma decantação secundária, para remoção das lamas secundárias em excesso, e um sistema de recirculação de lamas secundárias que visa garantir a concentração ideal de biomassa no reactor (MLVSS). Pode dispor de uma decantação primária, no caso do efluente ter uma elevada carga hidráulica, onde se formam as lamas primárias (METCALF & EDDY 2003).

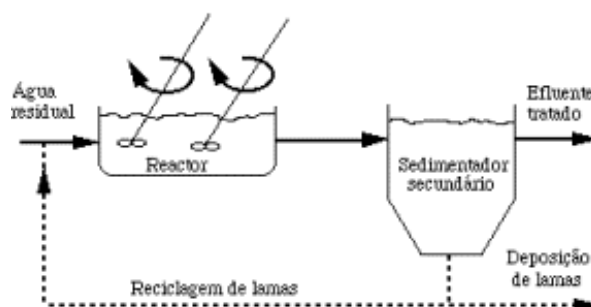


Figura 4.3.1 – Sistema de tratamento por lamas activadas

Foram realizados estudos onde se testou a eficiência de tratamento do efluente de uma indústria vinícola misturado com o efluente urbano num sistema de lamas activadas. Foram verificados dois modos de operação. De Setembro a Dezembro onde a carga orgânica foi mais elevada, o dobro do resto do ano (5,480 Kg/d – 2,515 Kg/d tendo-se atingido picos de carga orgânica durante a vindima de 16,600 Kg/d), operou-se com idade de lamas (SRT) de 48 dias e matéria total em suspensão (MLSS) de 9 Kg/m³. De Fevereiro a Abril operou-se com SRT de 36 dias com MLSS de 6,5 Kg/m³. As eficiências de remoção de CQO obtidas, foram de 90% de Setembro a Dezembro e de 87% durante o resto do ano. Relativamente ao azoto, obtiveram-se eficiências de remoção de 65% ao longo de todo o ano. Durante o período das vindimas e trasfegas, o reactor onde ocorria a desnitrificação, funcionava como um reactor de pré-oxidação para fazer face às grandes cargas orgânicas geradas (Bruccleri, *et al.* 2005).

Benitez *et al.*, (2000) realizaram um estudo onde submeteram um efluente vinícola a um tratamento por lamas activadas com decantador secundário e sistema de recirculação de lamas. Experimentaram diferentes TRH, variando a carga orgânica afluenta a temperatura controlada. Verificaram que à medida que diminuía o TRH (48h a 9,1h) a eficiência de remoção orgânica diminuía (60% a 21%). Observaram que à medida que a carga orgânica afluenta diminuía, maiores eram as eficiências de remoção. Relativamente à variação da biomassa no reactor ($X_{v,a}$), esta acompanhou a tendência do TRH, pelo que, quando este aumentava, a biomassa no reactor tendia a aumentar. Já quando a carga orgânica afluenta foi alterada de 31,5 g CQO/L para 16,2 g CQO/L com um TRH de 15,5 h, a $X_{v,a}$ diminuiu de 8,9 g VSS/L para 4,7 g VSS/L (Benitez, *et al.* 2000).

Fumi *et al.* (1995) estudaram a aplicação de um sistema de lamas activadas ao tratamento de um efluente de uma adega. Usaram uma ETARI à escala real, com um tamisador de tambor rotativo à entrada da estação seguido de um tanque de equalização com arejadores assegurando a homogeneização do efluente e o fornecimento de oxigénio, evitando o início de processos anaeróbios a formação de maus cheiros, e induzindo logo uma pré-oxidação do efluente. O reactor composto por quatro módulos permite adaptar-se à variação de caudal típica desta indústria. Três módulos são usados em série (arejados por difusores de oxigénio colocados no fundo), o quarto módulo (composto por dois estágios, uma parte central de 33 m³ que recebe o afluenta, e uma zona periférica de 37m³) que é usado individualmente em situação de caudais muito baixos. A seguir existe um decantador.

Testaram o tratamento utilizando números diferentes de módulos, diferentes cargas orgânicas (CQO de 2 g/L a 9 g/L, de azoto total de 25 a 70 mg/L e SST de 0 a 2 kg m⁻³), temperaturas (4 a 16°C) e diferentes tempos de retenção hidráulicos.

Verificou-se que quando a carga orgânica aumentava e o tempo de retenção diminuía a eficiência de remoção orgânica no primeiro módulo diminuía, mas era compensada com a eficiência de remoção dos módulos seguintes. A variação gradual de temperatura de 16°C até 4°C, não influenciou a eficiência de remoção orgânica. Verificaram também que a concentração em sólidos suspensos se manteve sempre constante com valores próximos de 2,5 g/L. O SVI manteve-se em 70 cm³/g valor óptimo segundo Masotti, (1987) citado por Fumi *et al.* (1995).

No segundo e terceiro módulo, onde os índices de oxigénio dissolvido eram maiores e a carga orgânica afluyente menor, iniciou-se a digestão de lamas. Durante a experiência a formação de lamas foi de 0,065 Kg SST/Kg CQO, valor muito menor do que seria num sistema de lamas activadas normal, pelo que é uma boa alternativa no que diz respeito a tratamento e deposição de lamas segundo Masotti (1987) citado por Fumi *et al.* (1995). A remoção de CQO foi em média 98% ao longo de toda a experiência.

No que diz respeito ao quarto módulo, este funcionou muito bem em situações de baixa carga orgânica e caudal afluyente, simulando a período pós primavera e verão quando a produção de efluente é muito baixa e não justifica o funcionamento de toda a ETARI.

Durante o período da experiência o custo de operação da estação foi 48% do custo de uma ETARI de uma adega por lamas activadas convencional.

Em suma trata-se de uma solução económica pois não necessita de agentes coagulantes nem floculantes, correctores de pH, nutrientes, a operação é muito automatizada pelo que necessita de pouca mão-de-obra, ocupa uma área reduzida, e a produção de lamas é baixa pelo que as despesas associadas à sua gestão também (Fumi, *et al.* 1995).

Cuenca (2007), patenteou uma linha de tratamento compacta, em que o tratamento secundário é composto por um tanque de arejamento/sedimentação, seguido de um RBC por módulos e outro tanque de arejamento/sedimentação, tendo obtido remoções de CBO₅ de 96%, de Azoto de 44% e Fósforo 41%.

O tratamento por lamas activadas convencional, é sensível a substâncias tóxicas e variações de carga orgânica, características muito comuns em efluentes vinícolas. Este sistema de tratamento é dependente de um acompanhamento muito próximo, pois é pouco autónomo. Requer um controlo minucioso do pH, o que dificulta a operação quando se trata águas residuais vinícolas. A área requerida é normalmente elevada (Cuenca 2007).

4.3.1.2. SBR (Sequencing Batch Reactor)

Este tratamento caracteriza-se por apresentar uma operação faseada sequencial, em que periodicamente se repete o ciclo de operação. Cada ciclo é composto pelas fases de enchimento, reacção, sedimentação/decantação e espera.

No enchimento, o efluente é descarregado no reactor até atingir o volume de operação. O enchimento é interrompido e segue-se a fase de reacção durante a qual o arejamento é promovido. Após esta fase inicia-se a sedimentação. Todo o equipamento responsável pela mistura e arejamento é desligado e o efluente fica em repouso, criando condições óptimas para a sedimentação. A decantação consiste na recolha do efluente tratado através de uma tubagem que recolhe a água. Esta tubagem chamada “decanter” pode ser fixo ou flutuante.

O seu funcionamento é normalmente automatizado requerendo, por isso, pouca intervenção humana (Rodrigues, *et al.* 2006).

Rodrigues, *et al.* 2006, efectuaram um estudo na Adega de Cooperativa da Ponte da Barca, que se propunha verificar a viabilidade da aplicação de um sistema de SBR. A composição do efluente apresenta valores de CQO desde 800 até 12 800 mg/L (estes no período de vinificação), assim como elevadas concentrações de sólidos em suspensão. O SBR em condições estáveis, operou com efluentes com concentrações orgânicas entre 500 mg O₂.L⁻¹ e 1000 mg O₂.L⁻¹, e a carga do efluente tratado em média de 10 mg O₂.L⁻¹.

Durante o período de engarrafamento em que se deu um aumento significativo do caudal de efluente a tratar, houve a necessidade de operar o SBR com dois ciclos diários, reduzindo-se para metade o tempo de retenção, não tendo havido grandes alterações ao nível de eficiência de remoção de carga orgânica.

Durante a vindima e as trasfegas registaram-se grandes decréscimos na eficiência de remoção de CQO, que se deveu a um aumento brusco da carga orgânica aplicada que atingiu 2,5 kg CQO m⁻³ d⁻¹, quando os valores normais se situavam entre 0,5 e 1,5 kgCQOm⁻³ d⁻¹. A diminuição da eficiência neste período deve-se a maior necessidade de oxigénio para a oxidação da matéria orgânica afluenta. A concentração da biomassa aumentou significativamente e o fornecimento de oxigénio deixou de ser adequado para

as exigências do processo. Na tentativa de aumentar a eficiência nos períodos de maior carga volumétrica, optaram por fazer recirculação de lamas do SBR para o tanque de equalização, instalando arejadores neste, dando início à degradação biológica nesta fase. Esta nova configuração teve melhores resultados, apresentando uma grande versatilidade para as diferentes características da água afluyente tendo tido eficiências de remoção de CQO superiores a 90%. A remoção de CQO no tanque de equalização aumentou após a recirculação de lamas, mesmo com tempos de retenção inferiores (Rodrigues, *et al.* 2006).

Akunna *et al.* (2001) submeteram, num estudo comparativo da performance de duas linhas de tratamento de águas residuais domésticas por SBR e RBC, a um choque orgânico provocado por uma descarga de efluentes vinícolas. Os resultados obtidos e demonstraram que o SBR teve uma reacção imediata, tendo o efluente tratado perdido qualidade logo após o choque, e um tempo de recuperação rápido (6 dias).

Torrijos *et al.* (1997) estudaram o tratamento por SBR de efluentes produzidos por uma pequena adega. A linha de tratamento era composta por um decantador, dois tanques de equalização, e um SBR com sistema de arejamento por difusores.

A concentração do efluente a tratar foi medida nos tanques de armazenamento, apresentando valores de CQO de 2,5 a 6,5 g/L. A concentração de sólidos suspenso foi 0,3 g/L, medida depois do primeiro decantador e a após deposição de sólidos que ocorre nos tanques de armazenamento. A eficiência de remoção de CQO manteve-se sempre acima dos 90%, excepto no período das lavagens onde houve uma grande afluência de hipoclorito (lixívia comercial). Em condições óptimas a eficiência de remoção de CQO total foi de 93% e de CQO solúvel foi de 95%. A remoção de CBO₅ foi de 97% tendo sido a concentração final do efluente tratado 0,077 g/L.

Relativamente ao azoto e fósforo verificaram que as eficiências de remoção, não muito elevadas, no entanto como a concentração inicial eram muito baixas, não representou problemas ao nível da qualidade do efluente final. A relação CBO₅/N/P do efluente a tratar era de 100/1/0,3, registando-se uma remoção de azoto de 50% com uma concentração final de 16mgNKT/L e uma remoção de fósforo de 88% com uma concentração final de 1mgP/L.

Devido à baixa produção de águas residuais e tempo limitado de operação do SBR as lamas só foram removidas quando eram registadas presença de sólidos no sobrenadante recolhido. A produção de lamas foi de 0,21kgSS/kg COD (Torrijos, *et al.* 1997).

4.3.1.3. Reactor de Discos Biológicos (RBC)

É um sistema de tratamento que tem sido utilizado na remoção de CBO, em pré tratamento de águas residuais industriais, sistemas de remoção de CBO/nitrificação e desnitrificação (METCALF & EDDY 2003).

Consiste na utilização de um biofilme que se desenvolve sobre discos montados sobre um eixo horizontal, estando pelo menos 40% dos discos submersos na água residual. Os discos são sujeitos a um movimento rotativo que proporciona ao biofilme um contacto alternado com o ar e com água residual permitindo a remoção de carga orgânica e o crescimento do biofilme.

É necessário garantir que o oxigénio dissolvido seja adequado para as exigências do processo tendo em conta a carga orgânica afluyente. Carências de fornecimento de oxigénio provocam maus odores e problemas com a fixação do biofilme. Quando submetidos a cargas orgânicas não adequadas à capacidade de fornecimento de oxigénio, criam-se as condições anaeróbias dentro do biofilme, onde o sulfato é reduzido a H_2S . Este difunde-se para fora do biofilme onde ainda há oxigénio disponível, e existem bactérias filamentosas capazes de oxidar o H_2S e outras formas sulfurosas, formando um biofilme esbranquiçado e inadequado para o RBC. É por isso importante definir uma carga orgânica máxima (METCALF & EDDY 2003).

Pode-se controlar a velocidade de rotação, TRH, a recirculação e a submersão dos discos sendo de fácil operação (Malandra, *et al.* 2003 e Coetzee, *et al.* 2004). Elevadas velocidades de rotação dos discos, evitam a acumulação de sólidos e garantem o arejamento do efluente, no entanto levam a que a biomassa se vá soltando, com os consequentes efeitos negativos (Hiras, *et al.*, 2004). Dever-se-á optar por uma velocidade

intermédia. Os RBC estão normalmente dispostos por módulos permitindo aumentar significativamente a sua eficiência (METCALF & EDDY 2003).

Os RBC requerem o pré-tratamento para a remoção das grainhas e do engaço das uvas que pode ser feito através de grades finas seguido de uma decantação (METCALF & EDDY 2003; Coetzee, *et al.* 2004 e Malandra, *et al.* 2003).

A vantagem dos RBCs, são a grande flexibilidade a variações de carga afluente, grande eficiência de tratamento, a estabilidade do processo, baixos custos de manutenção e consumos de energia, capacidade de remoção de azoto. (Clark, *et al.* 1978)(METCALF & EDDY 2003 e Coetzee, *et al.* 2004).

Estudos mostraram que o tratamento de efluentes vinícolas com RBC apresenta remoções de CQO de 43%, com o TRH de uma hora (Malandra, *et al.* 2003). No entanto mostra-se adequado como um pré-tratamento em situações onde o afluente apresenta variações devido à sazonalidade da indústria. Os picos de CQO assim como elevados valores de ácidos verificados durante a vindima, podem ser facilmente atenuados com TRH baixos, por RBC, podendo posteriormente ser despejados num colector municipal (Malandra, *et al.* 2003 e Coetzee, *et al.* 2004). É uma tecnologia com uma boa relação custo-benefício (Malandra, *et al.* 2003).

Coetzee *et al.* (2004) construíram um RBC à escala laboratorial onde estudaram a influência, na eficiência do tratamento, de diferentes compostos presentes nos efluentes vinícolas que afectam fortemente a sua biodegradabilidade, como o álcool, contaminação com detergentes, presença de leveduras, temperatura, etc. Para verificar a influência destes compostos, adicionaram ao efluente, soluções de 2,5% SO₂, 0,35% NaOCl, 15% álcool etílico, e alteraram o pH para 1,5 e 12. Estes factores influenciaram a biodegradabilidade da matéria orgânica presente no efluente e consequentemente afectou a eficiência do RBC. Apesar disso, verificaram-se uma remoção de CBO média de 23% e um aumento médio de pH de 0,95, com o RBC a operar com TRH de 1h. Segundo os resultados obtidos, consideraram que para um tempo de retenção tão curto (1h), o RBC pode ser aplicado como um primeiro tratamento que vise atenuar picos de CQO e de acidez, típicos nos meses de Setembro a Dezembro, tornando estes valores mais baixos para um segundo tratamento biológico (Coetzee *et al.* 2004) como já foi referido anteriormente.

Cuenca (2007), patenteou uma linha de tratamento compacta como já foi referido no ponto sobre lamas activadas (ponto 4.3.1.1). O efluente passa inicialmente por um tanque de equalização onde se faz o acerto do pH, depois é encaminhado para um tanque de arejamento/sedimentador, sendo depois encaminhado para o RBC modular, passando de seguida por um segundo tanque de arejamento/sedimentador. Registaram-se remoções de CBO_5 de 96%, de Azoto de 44% e Fósforo 41%. Este sistema foi sujeito a um choque tóxico inesperado, resultado de uma grande afluência de germicidas usados no cultivo da vinha, que resultou numa diminuição da eficiência do tratamento e grande perda de biofilme. A recuperação do biofilme nos RBCs foi muito mais rápida que no tanque de arejamento/sedimentador, o que demonstra a grande resistência a choques tóxicos por parte dos RBCs.

Como foi referido no capítulo de sobre SBR, Akunna *et al.*, (2001) realizou um estudo onde comparou o funcionamento de um reactor SBR com um RBC. O RBC foi submetido a um choque orgânico, no entanto só teve efeitos na qualidade do efluente tratado passadas 24 horas, e demorou mais de 6 dias a recuperar. Comparativamente ao SBR, que foi submetido ao mesmo choque orgânico, demonstrou demorar mais tempo a recuperar.

Hiras *et al.* (2004), estudaram a eficiência na remoção de carga orgânica e azoto de um efluente municipal através do tratamento por um RBC de 2 módulos (anóxico – aeróbio) à escala laboratorial. A eficiência média de remoção de CQO foi de 82%, tendo chegado, em certas alturas, a valores de 53%. Os motivos que justificam os valores mais baixos de eficiência, foram atribuídos a perdas de biomassa no módulo aeróbio, devida à elevada velocidade de rotação dos discos, e ao aumento de sólidos suspensos presentes no efluente. Para fazer face a esta situação optaram por adicionar um decantador secundário após o RBC, tendo posteriormente aumentado a eficiência de remoção de CQO para 94% e de SST para 97%. No que diz respeito a remoção de azoto obtiveram-se eficiências de remoção de 92,8% de N-NH_4 e de 54% N-Total. O aumento da recirculação a que o sistema foi sujeito reduziu a eficiência de remoção orgânica e aumentou a remoção de azoto. O desprendimento de biomassa que se verificou não teve influência na remoção de N.

4.3.1.4. JLR (Jet-Loop activated sludge reactor)

JLR é um sistema de tratamento de efluentes, caracterizado por ocupar volumes reduzidos e consequentemente pequenas áreas e custos reduzidos de instalação, manutenção, e consumo de energia. Na Figura 4.3.2 está apresentado o esquema do piloto utilizado.

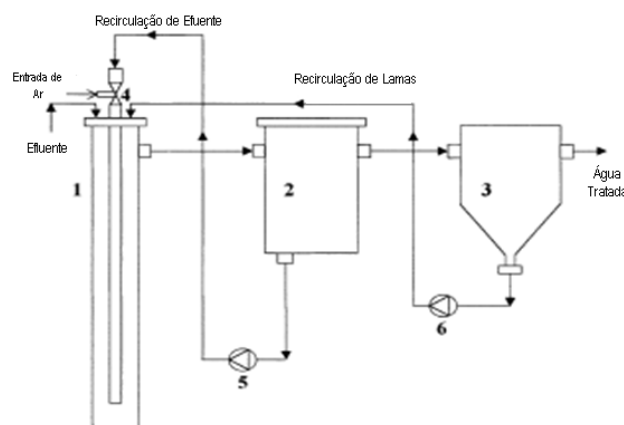


Figura 4.3.2 – Esquema de um JLR usado por Petruccioli. 1-Reactor cilíndrico aeróbio; 2- Cisterna desgaseificadora; 3-decantador; 4- Ejector de venturi; 5- Bomba Centrífuga; 6; Bomba peristáltica (Fonte: Petruccioli *et al.* 2002)

Como é demonstrado na Figura 4.3.2, o efluente entra num reactor cilíndrico aeróbio que contém no seu interior um tubo central por onde passa o efluente recirculado da cisterna desgaseificadora. No reactor aeróbio é iniciado o processo de remoção orgânica através de acção da biomassa. Posteriormente o efluente é conduzido para a cisterna desgaseificadora. Neste órgão a continua a dar-se a remoção orgânica e o excesso de ar presente no efluente é libertado, evitando assim erros de medições de caudais e acumulação de ar nas tubagens. De seguida parte do efluente segue para o decantador (onde é feita recirculação de lamas para o reactor cilíndrico), e a outra é recirculada para o reactor aeróbio, passando pelo ejector de ventúri onde é misturado com ar. O efluente clarificado que sai do decantador termina assim o tratamento (Petruccioli, *et al.* 2002 e Yildiz, *et al.* 2005).

Este sistema garante o arejamento do reactor através do movimento centrífugo do tubo central existente dentro do reactor aeróbio. Este movimento faz com que seja sugado ar do exterior no ejector de ventúri. Desta forma garantem-se eficiências de arejamento suficientes e a um custo muito baixo.

Por outro lado a passagem do efluente pelo ejector de ventúri, assim como o movimento centrífugo do tubo central, podem levar ao aquecimento da água residual, quando se tratam de caudais muito elevados, causando stress mecânico aos microrganismos e consequente não formação de flocos.

Petruccioli *et al.* (2002) estudaram este sistema de tratamento à escala laboratorial, aplicado a efluentes vinícolas. Usaram caudais de recirculação de 14,4 a 24,6 dm³ min⁻¹. Caudais maiores, levaram a grandes velocidades de atravessamento do bocal da bomba de ventúri, provocando um stress celular que poderia provocar a morte da biomassa. Caudais menores levaram a situações de insuficiência de oxigénio, e aparecimento de bactérias filamentosas e consequentemente valores de CQO no efluente final superiores a 0,9 Kg m⁻³. Para um caudal de 17,3 dm³ min⁻¹ a temperatura da mistura manteve-se adequada assim como o fornecimento de oxigénio, apresentando eficiências de remoção de CQO de 97%. Quando se aumentou o caudal para 24,6 dm³ min⁻¹ a eficiência de remoção de CQO decresceu acentuadamente, devido ao aumento da temperatura do efluente (acontecimento explicado em cima). Bloor *et al.* (1995) citado por Petruccioli *et al.* (2002), utilizou um reactor semelhante para o tratamento de efluentes da produção de cerveja e verificou que quando o efluente chegou aos 44 °C houve inibição de quase toda a actividade bacteriana.

O JLR foi alimentado com efluente de diferentes cargas orgânicas desde 0,4 a 5,9 kg CQO m⁻³d⁻¹ com TRH de 2,1 a 4,4 d. Os melhores resultados obtiveram-se com cargas orgânicas afluentes de 1,4 a 4 kg CQO m⁻³d⁻¹, tendo sido os valores de CQO no afluente inferiores a 0,2 Kg m⁻³ e constantes. O reactor foi testado durante 12 meses tendo sido sujeito a variações de carga afluente, reagindo sempre bem e mantendo eficiências de remoção de CQO acima de 90% (Petruccioli *et al.* 2002).

O efluente a tratar continha fósforo e polifenol em quantidades superiores ao permitido. A remoção de fósforo foi no geral superior a 85% excepto quando o efluente continha quantidades superiores a 27g m⁻³d⁻¹. A remoção de polifenóis esteve sempre acima dos

75%, excepto quando a quantidade presente na água residual atingiu valores de $247 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (Petrucchioli *et al.* 2002).

Verificaram também que a quantidade de fósforo total presente na água a tratar, não influencia na eficiência de remoção de CQO. Para maiores quantidades de polifenóis, verificaram-se menores eficiências de remoção CQO (Petrucchioli *et al.* 2002).

O grande problema dos JLR é a fraca estabilidade das lamas e má formação de flocos (elevados valores de SVI). A presença de microrganismos móveis, como os protozoários e as bactérias filamentosas que favorecem a formação de flocos, é quase nula em JLR. Dilek *et al.* (1996) citado por Petrucchioli, *et al.* (2002) indica que as principais razões, são a pressão exercida no atravessamento do bocal do ejetor de ventúri, elevadas temperaturas do efluente e o alta relação F/M.

4.3.2. Tratamento Anaeróbio

A digestão anaeróbia é uma transformação de matéria orgânica por bactérias anaeróbias. O primeiro passo consiste na transformação da matéria orgânica em ácidos gordos, álcool, ácido acético, hidrogénio e dióxido de carbono pelas bactérias fermentativas. No passo seguinte, os ácidos gordos e o álcool são transformados em ácido acético, produzindo hidrogénio e dióxido de carbono, pelas bactérias acetanogénicas. Por último ocorre a formação de metano, dióxido de carbono pela transformação do ácido acético.

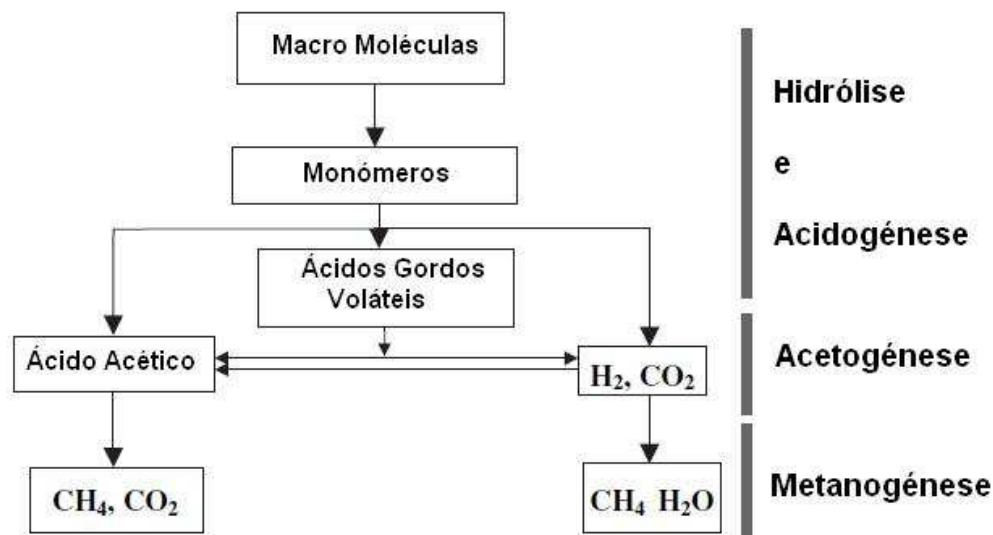


Figura 4.3.3 –Processo de digestão anaeróbia (Fonte: Moleta, 2005)

O produto final é biogás que é composto por uma mistura composta principalmente por metano e dióxido de carbono e por uma baixa quantidade de hidrogénio, monóxido de carbono e gás sulfídrico. É uma reacção que ocorre muito frequentemente em ambientes naturais.

Durante este processo é muito importante a não acumulação de ácidos gordos voláteis no reator sob pena de este não funcionar. Ácidos gordos voláteis como propionato e butirato, são mais dificilmente convertidos em metano, que o ácido acético por exemplo. A presença de polifenóis como tiaminas e antocianinas que tem efeito tóxico nas bactérias metanogénicas também dificultam o processo (Daffonchio, *et al.* 1998).

Para melhor controlar o processo anaeróbio deve-se conhecer o efeito das diferentes variantes como, a temperatura, o pH, a carga orgânica, etc.

A digestão anaeróbia pode-se dividir em três grandes grupos relativamente a temperatura em que ocorre, psicrófila (0-20°C), mesófila (20-42°C) e termófila (42-75°C). No entanto a digestão ocorre mais rapidamente a temperaturas mais altas. A temperatura não tem muita influência na acidogénese, pois existem sempre bactérias adaptadas à temperatura que realizam essa transformação. No entanto a variação de temperaturas influencia muito os processos de acetogénese e metanogénese efectuadas por bactérias mais específicas. Ainda assim importa referir que as bactérias

anaeróbias têm uma taxa de mortalidade muito baixa a temperaturas inferiores a 15°C, daí as lamas serem facilmente preservadas durante longos períodos sem perderem actividade, o que se torna muito útil em tratamento de efluentes industriais sazonais, como já foi referido anteriormente (Rajeshwari, *et al.* 2000).

Relativamente ao pH, deve manter-se entre os valores 6,8 e 7,2, intervalo óptimo para as bactérias metanogénicas. Com estes valores de pH, limita-se a predominância de bactérias fermentativas e evita-se a acumulação de ácidos gordos voláteis. É muito importante que o reactor tenha poder tampão para resistir a eventuais acumulações de ácidos gordos voláteis, e a formação de zonas ácidas. O bicarbonato de sódio é normalmente utilizado para alcalinizar o meio, é o único químico para este fim, que não afecta o equilíbrio microbiológico desejado no reactor (Rajeshwari, *et al.* 2000).

Os nutrientes tem um efeito adverso no seu crescimento e performance quando presente em quantidades limitantes. No entanto as bactérias anaeróbias requerem quantidades tão baixas de micronutrientes que normalmente não representam problema, a relação óptima CQO:N:P é 600:7:1. É importante garantir a presença de ferro níquel e cobalto em quantidades suficientes para não prejudicar a metanogénese, pois o metano tem grandes quantidades destes compostos. O C:N:P óptimo para a metanogénese é 100:2,5:0,5 (Rajeshwari, *et al.* 2000).

A digestão anaeróbia de efluentes industriais é frequentemente utilizada em todo o mundo (Moletta 2005).

Como vantagem do uso de tratamentos anaeróbios podemos referir a baixa necessidade energética (não necessita de arejamento), produz baixas quantidades de lamas, têm baixa necessidade de nutrientes, o metano produzido pode ser encarado como uma fonte de energia, os reactores são de pequena dimensão, e rápida resposta quando a alimentação é interrompida durante longos períodos (METCALF & EDDY 2003 e MacCarty 2001). Recentemente foi descoberto que os processos anaeróbios são capazes de degradar a maior parte dos compostos clorados perigosos, incluindo pesticidas solventes clorados, e convertem os PBCs em compostos menos prejudiciais (MacCarty 2001).

Como desvantagens importa dizer que estes reactores, devido ao lento anabolismo característico das bactérias anaeróbias, quando arrancam demoram mais tempo atingir a quantidade de biomassa ideal para o seu pleno funcionamento. Necessitam de adição de alcalinidade, não permitem a remoção de azoto e fósforo, são mais sensível a substâncias tóxicas e alterações de temperatura, necessitam de tratamento aeróbio posterior quando são exigidos elevados níveis de qualidade, e produzem maus odores (METCALF & EDDY 2003).

Os efluentes industriais, caracterizados por serem muito carregados, adequam-se bem a este sistema de tratamento, pois produzem menos quantidades de lamas, o que implica menos custos com a sua gestão (reactores mais pequenos e menores custos no tratamento, transporte e deposição). O baixo crescimento de biomassa e os grandes caudais típicos das actividades industriais aconselham o desenvolvimento de técnicas de retenção de biomassa nestes reactores, sob pena de esta se perder juntamente com o efluente tratado (wash-out) (Rodrigues, *et al.* 2006, Nebot, *et al.* 1995, McHugh, *et al.* 2003 e Rajeshwari, *et al.* 2000).

Em geral para efluentes vinícolas um tratamento por processos anaeróbios afigurar-se-á sempre apropriado porque potenciará menores gastos de energia e os custos de gestão de lamas serão menores (Rodrigues, *et al.* 2006), e os microrganismos presentes permitem períodos de interrupção de alimentação, e variações de carga orgânica afluente, o que é favorável visto a sazonalidade desta indústria (METCALF & EDDY 2003, Moletta 2005, Molina, *et al.* 2007 e Nebot, *et al.* 1995).

Em situações em que o efluente é descarregado em águas superficiais, pode ser necessário um tratamento de afinação aeróbio para a eliminação de matéria orgânica remanescente, azoto ou fósforo (Rodrigues, *et al.* 1998).

Como foi referido anteriormente a digestão anaeróbia de efluente vinícolas é atractiva do ponto de vista energético, no entanto a presença de polifenóis atrasa o processo digestivo dificultando a remoção de CQO. Melhores performances de remoção de CQO, podem ser alcançados através da modificação da concepção dos digestores incorporando técnicas adequadas de funcionamento (Rajeshwari, *et al.* 2000) ou utilizando microrganismos mais adaptados (Keyser *et al.* 2003 e Melamane, *et al.* 2007).

De seguida são apresentados os alguns reactores anaeróbios utilizados no tratamento de efluentes vinícolas.

4.3.2.1. Filtro Anaeróbio

O filtro anaeróbio consiste num reactor cilíndrico alimentado pelo topo, e que contem no seu interior, uma matriz de suporte para biomassa. O reactor está ligado a um colector de biogás. É importante que esta matriz tenha uma grande porosidade e superfície específica (Nebot, *et al.* 1995), potenciando o contacto entre o substrato e a biomassa.

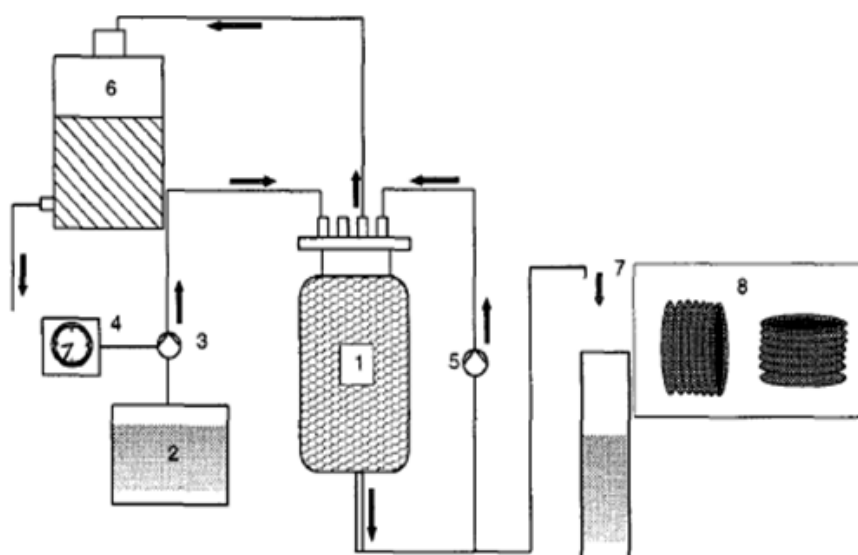


Figura 4.3.4 – Esquema do piloto laboratorial usado por Nebot *et al.* (1995). 1- Reactor Anaeróbio; 2-Reservatório de Efluente; 3-Bomba; 4-Temporizador Programável; 5- Bomba; 6- Gasómetro; 7- Saída de efluente tratado; 8- Suportes de Biomassa.

Daffonchio *et al.* (1998) estudaram a influência de choques hidráulicos e orgânicos no tratamento de efluentes vinícolas através de filtros anaeróbios em vinhos tintos e brancos. Verificaram que o efluente derivado da produção de vinho branco é tratado com mais eficiência que a do vinho tinto, devido à presença de mais tiaminas e

antocinanas nos efluentes de vinho tinto, que são dificilmente convertidas em metano. Nos efluentes derivados da produção de vinho branco, o ácido acético, facilmente convertido em metano, ocupa a maior parcela de ácidos gordos voláteis presentes, o que leva a que o biogás produzido seja mais rico em metano. O efluente derivado da produção de vinho tinto tratado com filtro anaeróbio apresentou eficiências de remoção orgânica médias de 89%, em relação ao vinho branco os valores foram ligeiramente superiores, 95%, pelos motivos anteriormente referidos. Foram simulados choques orgânicos e hidráulicos através do aumento da carga orgânica de valores $4 \text{ kg CQO m}^{-3}\text{dia}^{-3}$ com um TRH de 48h para $12 \text{ kgCQO m}^{-3}\text{dia}^{-3}$ com um TRH de 16h. Este choque orgânico levou a uma acentuada diminuição na eficiência de remoção de CQO para valores de 50%, que foram recuperados após duas semanas de funcionamento neste regime.

Habouzit e Torrijos (2000) citados por Moletta (2005), analisaram um tratamento usado em Goulth Lumière em França na qual à cabeça da estação de tratamento existe um tamisador, seguido de um tanque de equalização com capacidade para toda a produção de efluentes vinícolas anual. Os dois filtros anaeróbios existentes neste sistema de tratamento encontram-se dispostos em série, ocorrendo no primeiro a acidogénese, e no segundo a acetogénese e a metanogénese. Posteriormente ao tratamento anaeróbio existe um reactor aeróbio seguido de um decantador. Esta estratégia de armazenar todo o EV permite a redução significativa dos reactores, e fazer o tratamento durante todo o ano sem interrupções.

Durante a vindima a água residual vinícola afluente ao primeiro filtro anaeróbio (5 m^3) que dispõe de valores de pH e temperatura controladas, 6,5 e 37°C respectivamente, apresentou valores de CQO compreendidos entre 8 - 16 Kg/m^3 . À entrada do segundo filtro anaeróbio (4 m^3), os valores de CQO eram 4,6 - 11 Kg/m^3 , e à entrada do reactor aeróbio (15 m^3) $1,3 \text{ Kg/m}^3$ (Moletta 2005).

4.3.2.2. UASB (Up-flow anaerobic sludge blanket)

Neste tipo de digestor a biomassa encontra-se suspensa, sob a forma de grânulos/flocos, com a ajuda da turbulência resultante da produção e deslocação ao longo do reactor, de biogás, entrada do afluente. O afluente a tratar entra pela parte inferior do reactor passando pelos grânulos onde ocorre a degradação anaeróbia, e o efluente tratado é recolhido na parte superior através de uma caleira. No topo do reactor existe um decantador que impede que a biomassa passe para a zona de recolha do efluente tratado, e uma saída que recolhe o biogás produzido (Moletta 2005 e McHugh, *et al.* 2003).

É importante a formação de grânulos densos, de forma a ocorrer uma fácil sedimentação que ajudará a manter a biomassa no reactor (Lettinga *et al.*, 1987) citado por (MacCarty 2001).

Uma contribuição importante para a manutenção e reforço da formação dos grânulos é a inoculação das lamas com espécies microbiológicas, que se saiba à partida que para aquele tipo de água residual, leve ao aumento de produção de ácidos gordos voláteis e melhore o rendimento do digestor (Keyser, *et al.* 2003).

Como principais desvantagens Rajeshwari, *et al.* (2000) refere os longos períodos necessários para o reactor iniciar o funcionamento estável, o facto de ocorrer o fenómeno de wash-out durante o período inicial, e requerer mão-de-obra qualificada.

A aplicabilidade deste processo depende também das características da água. À medida que o teor em CQO não solúvel aumenta, a capacidade da lama se apresentar sob a forma de grânulos densos diminui.

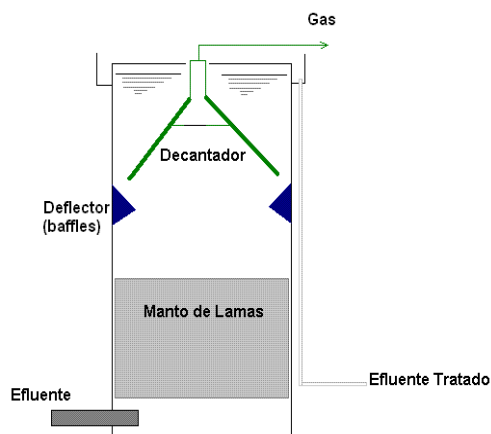


Figura 4.3.5 – Esquema simplificado de um reactor UASB.

Segundo um estudo que comparou um tratamento de efluentes vinícolas por um digestor UASB em diferentes regimes, demonstrou que quando este é posto em funcionamento com lamas provenientes de digestores anaeróbios e enriquecido com a bactéria *E. Sakazakii sp*, atinge níveis de remoções de CQO mais elevados (90%) e estáveis muito mais rapidamente (em 20 dias). Após se ter atingido um estado estável no digestor, a carga afluenta foi aumentada até $10,12 \text{ kg CQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$, e o TRH diminuído para 14 h, tendo sido mantida a eficiência de remoção. (Keyser, *et al.* 2003).

4.3.2.3. Leito Anaeróbio Fluidizado (AFBR)

Dentro desta família podemos referir o up-flow fluidized bed reactor, o down-flow fluidized bed reactor e o inverse turbulent bed reactor. Os primeiros dois distinguem-se pela zona onde são alimentados, topo e base, e o terceiro que é alimentado pelo topo tem a particularidade de ter um sistema de recirculação de biogás.

O down-flow fluidized bed reactor é uma coluna com um fundo cónico, alimentado pelo topo, o efluente saio pela parte inferior da coluna através de um tubo que mantém o nível do líquido no reactor. No fundo da parte cónica existe uma saída que serve para purgar as lamas (Garcia-Calderon, *et al.* 1998). No interior existem pequenas estruturas que servem de suporte para o biofilme se fixar e desenvolver. Estas estruturas

apresentam uma densidade menor que a do líquido a tratar de forma a poderem flutuar e são normalmente materiais sintéticos e inertes (Garcia-Calderon, *et al.* 1998 e METCALF & EDDY 2003). Este é um parâmetro muito importante na concepção destes reactores pois o crescimento do biofilme sobre as estruturas vai alterar a sua densidade, podendo interferir no normal funcionamento do digestor (Garcia-Calderon, *et al.* 1998).

Este tipo de tecnologia apresenta diversas vantagens em relação a outras tecnologias de tratamento anaeróbias, como suportar elevadas cargas orgânicas com tempos de retenção curtos, e necessitar de reactores de pequenas dimensões, o baixo consumo energético na alimentação do reactor, dispensa de uma pré-decantação, os resíduos são acumulados na parte inferior e podem ser purgados como num decantador, baixa perda de carga e boa circulação hidráulica (METCALF & EDDY 2003, Garcia-Calderon, *et al.* 1998 e Rajeshwari, *et al.* 2000).

Segundo experiências à escala laboratorial, com cargas afluentes na ordem de 11,3 kg CQO m⁻³d⁻¹, obtiveram-se eficiências de remoção de substrato orgânico de 88 - 98%, para TRH superiores a 1,3 d⁻¹ (Garcia-Calderon, *et al.* 1998).

Considera-se assim uma boa opção de tratamento de destilarias vínicas, o sistema apresenta boas % de remoção para elevadas cargas afluentes e apresenta uma boa estabilidade para variações de carga orgânica aplicada e tempos de retenção hidráulica (García-Bernet, *et al.* 1998).

Buffière *et al.* (2000) testaram o inverse turbulent bed reactor, que apenas vem acrescentar um sistema de recirculação de biogás ao down-flow fluidized bed reactor, e verificaram que está apto a tratar o mesmo tipo de efluentes. O reactor foi sujeito em 70 dias a um aumento de carga de 2 para 18 kg CQO m⁻³d⁻¹, tendo a eficiência de remoção de CQO variado de 92 a 75%.

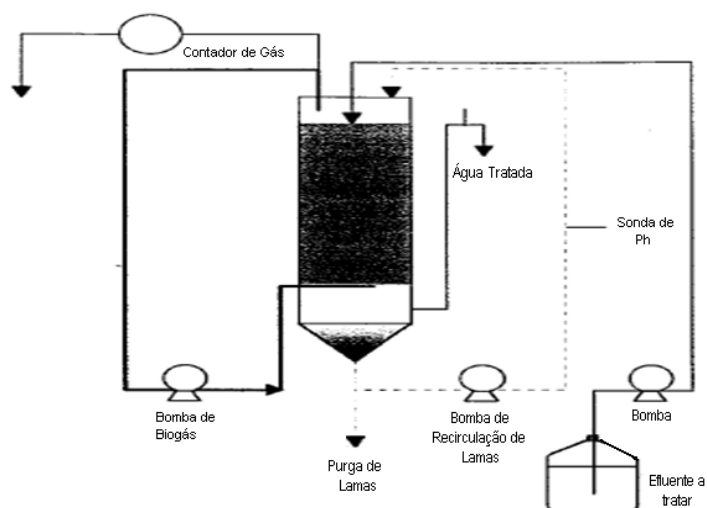


Figura 4.3.6 - Esquema do reactor AFBR (Buffière *et al.* 2000)

4.3.2.4. AMBBR (Anaerobic sequentially mixed moving bed biofilm reactor)

Este processo consiste num sistema de tratamento anaeróbio, onde biomassa se encontra fixa em superfícies móveis dentro de reator. Durante o tratamento é promovida uma mistura sequencial entre agitação mecânica e macro-mixing que conduz à livre circulação desses suportes de biomassa promovendo assim o contacto entre a água residual e a biomassa ocorrendo a degradação anaeróbia.

Estudos efectuados indicam que este tipo de tratamento aplicado a águas residuais vinícolas, apresentam resultados satisfatórios. Foram atingidos valores estáveis de remoção de CQO dissolvido de 81,3 – 89,2% para uma carga efluente de 29,59 g CQO L⁻¹ dia⁻¹ com um TRH de 1,55 dias. O reator apresentou também um grande poder tampão resistindo a variações de pH acentuadas o que pode ser uma característica económica, se tivermos em conta que não será necessário gastos extras com a adição de bases (Sheli, *et al.* 2007).

4.3.2.5. Híbrido Anaeróbio do USBF (Anaerobic Hybrid Upflow Sludge Bed-Filter)

Este tipo de tratamento consiste em fazer passar o efluente a tratar, por um filtro, no qual o biofilme se encontra fixo a um suporte sintético ou orgânico de elevada área superficial por unidade de volume, no sentido ascensional e em condições anaeróbias.

Foram efectuados estudos que tentaram simular a sazonalidade típica da indústria vinícola através de paragens de alimentação do filtro de diferentes durações (desde 4 dias a 45 dias) e verificou-se este tipo de filtros apresentaram uma grande resistência a essas pressões, tendo em ambas as paragens recuperado rapidamente os níveis de remoção de CQO. Em funcionamento normal com uma carga afluyente de $12\text{kg CQO m}^{-3}\text{dia}^{-3}$ obtiveram-se remoções de CQO de cerca de 96%, e produção de biogás de boa qualidade, com 70-74% de CH_4 . Estes filtros apresentaram um bom funcionamento até cargas de $20\text{ kg CQO m}^{-3}\text{dia}^{-3}$, tendo destabilizado com cargas de $25\text{kg CQO m}^{-3}\text{dia}^{-3}$ (Molina, *et al.* 2007).

4.3.3. Resumo

Na Tabela 4.3.1 e Tabela 4.3.2 são apresentados as eficiências dos sistemas de tratamento referidos anteriormente assim como as suas principais características.

Tabela 4.3.1- Eficiências dos sistemas de tratamento utilizados para efluentes vinícolas abordados neste capítulo.

Sistemas de tratamento		CQO afluente	CQO removido (%)	Azoto removido (%)	Fósforo removido (%)	Polifenóis removidos (%)	Fontes
Aeróbio	Convencional	5,48 Kg/dia	90%	65%	-	-	Brucculeri, <i>et al.</i> 2005
	Lamas Activadas Convencional	33 g/l	60%	-	-	-	Benitez, <i>et al.</i> 2000
	3 Módulos	5 g/l	98%	-	-	-	Fumi, <i>et al.</i> 1995
	SBR	5 g/l	93%	50%	88%	-	Torrijos, <i>et al.</i> 1997
	SBR	7 g/l	90%	-	-	-	Rodrigues, <i>et al.</i> 2006
	Discos Biológicos (RBC)	6 g/l	82%	54%	-	-	Hiras, <i>et al.</i> 2004
		6 g/l	43%	-	-	-	Malandra, <i>et al.</i> 2003
	JLR	6 g/l	90%	-	85%	75%	Petruccioli, <i>et al.</i> 2002
Anaeróbio	Filtro Anaeróbio Convencional	4 g/l	92%	-	-	-	Daffonchio <i>et al.</i> 1998
	2 Módulos	12 g/l	89%	-	-	-	Moletta 2005
	UASB	10 g/l	90%	-	-	-	Keyser, <i>et al.</i> 2003
	Leito Anaeróbio	10 g/l	92%	-	-	-	Buffière <i>et al.</i> 2000
	Fluidizado (AFBR)	11 g/l	93%	-	-	-	Garcia-Calderon, <i>et al.</i> 1998
	AMBBR	29 g/l	85%	-	-	-	Sheli, <i>et al.</i> 2007
	Híbrido Anaeróbio do USBF	12 g/l	96%	-	-	-	Molina, <i>et al.</i> 2007

Tabela 4.3.2 – Características dos diferentes processos de tratamento de efluentes vinícolas abordados.

	Sistemas de tratamento	Produção de Lamas	Operação	Área Ocupada	Choques Orgânicos	Custo de Manutenção	Notas
Aeróbio	Lamas Activadas - Convencional	Elevada	Pouco Autónomo	Grande	Sensível	Elevado	Mão-de-obra qualificada (1).
	Lamas Activadas - por Módulos	Baixa	Automatizado	Pequena	Resistente	Económico	Não necessita de agentes coagulantes, floculantes, nutrientes, correctores de pH
	SBR	Elevada	Automatizado	Pequena	Sensível	Elevado	
	Discos Biológicos (RBC)	Baixa	Automatizado	Pequena	Muito resistente	Económico	
	JLR		Pouco Autónomo	Pequena	-	Económico	
Anaeróbio	Filtro Anaeróbio	Baixa	Pouco Autónomo	Média	Sensível	Muito Económico	Necessita de um tratamento aeróbio de afinação. (2).
	UASB	Baixa	Pouco Autónomo	Média	Resistente	Económico	Fenómeno "washout" durante o período inicial. (1). (2)
	Leito Anaeróbio Fluidizado (AFBR)	Baixa	Pouco Autónomo	Pequena	Resistente	Económico	Tempos curtos de retenção hidráulico. (2).
	AMBBR	Baixa	Pouco Autónomo			Económico	(2).
	Anaeróbio Híbrido USBF	Baixa	Pouco Autónomo			Económico	(2).

4.4. Tratamento Terciário

O tratamento terciário é definido como o processo de tratamento adicional, necessário para a remoção de sólidos suspensos, e substâncias coloidais e dissolvidas que não foram removidas durante o tratamento secundário.

A aplicação desta fase de tratamento terá em conta a qualidade do meio receptor e dos usos pretendidos para o efluente. A remoção de nutrientes, filtração e desinfecção são considerados processos do tratamento terciário.

4.4.1. Remoção de Nutrientes

A acumulação de compostos de azoto e fósforo, principalmente de nitratos e fosfatos em águas superficiais, provocam a sua eutrofização. Como consequência da grande disponibilidade de nutrientes na massa de água, ocorre um desenvolvimento de algas e outras plantas aquáticas, provocando a degradação da qualidade da água (Ambiente, 2009). Deste modo, torna-se necessário garantir que a quantidade de nutrientes presentes na água tratada não seja prejudicial para o meio receptor, de forma a reduzir a possibilidade de eutrofização.

A tecnologia de tratamento mais divulgada para a eliminação da água residual baseia-se em processos biológicos que, através de reactores de biomassa suspensa ou fixa incorporam a oxidação do azoto amoniacal a nitrito, e este a nitrato (nitrificação) e a redução deste a azoto gasoso (desnitrificação) (Mano 2007).

A nitrificação é um processo aeróbio, podendo ocorrer em simultâneo com a remoção da carga orgânica. O processo de desnitrificação é um processo que ocorre em condições anóxicas, sendo necessário por isso promover essas condições (METCALF & EDDY 2003).

A remoção de azoto pode ser efectuada em sistemas de tratamento como SBR, valas de oxidação, lamas activadas, ou de biomassa fixa, no entanto escolheu-se o sistema de lamas activadas para uma breve explicação. Num sistema comum de lamas activas, existem duas principais configurações para se efectuar a remoção de azoto. Pode-se optar por um reactor anóxico a montante do reactor aeróbio. Nesta configuração torna-se necessário realizar recirculação do efluente do reactor aeróbio para o reactor anóxico, afim dos nitratos formados no reactor aeróbio poderem sofrer a desnitrificação. A outra configuração possível é o reactor aeróbio a montante do reactor anóxico. Neste caso pode ser necessária a adição de carbono através de uma fonte externa, uma vez que o efluente que chega ao reactor já sofreu a degradação biológica e pode vir com carbono/substrato insuficiente para desnitrificação. O carbono pode ser adicionado via metanol, acetato, etanol ou outros substratos carbonados (Mano, 2007 e METCALF & EDDY 2003).

No caso do tratamento das águas residuais dispor de um sistema de remoção de azoto, dever-se-á ter em conta as necessidades de oxigénio que aumentam devido ao consumo associado à nitrificação, e a necessidade acrescida de alcalinidade devida à nitrificação, pois no caso de a água não conter essa alcalinidade, o pH desce para valores que inibem a nitrificação (Mano, 2007).

Os organismos que realizam a nitrificação são muito sensíveis a diferentes compostos, como ésteres, composto fenólicos, álcoois (normalmente presentes em águas residuais vinícolas), entre outros.

O fósforo pode ser removido por via biológica, ou por precipitação química. Na remoção por via biológica, os microrganismos deverão ser sujeitos a uma sequência que compreende uma zona anaeróbia seguida por uma zona aeróbia (Mano 2007) citando (Barnard, 1988a). Na zona anaeróbia o processo de absorção e armazenamento de ácidos gordos sob a forma de polihidroxibutirato (PHB), leva a libertação de grandes quantidades de fósforo sob a forma de ortofosfatos. Na zona aeróbia o ortofosfato libertado é rapidamente absorvido pela biomassa, para a sintetização de moléculas de ATP. A remoção do fósforo é feita com a remoção das lamas (METCALF & EDDY 2003 e Mano, 2007).

É normal recorrer-se a precipitação química do fósforo, uma vez que a remoção do fósforo por via biológica não é suficientemente eficaz. Esta é promovida através da adição de sais metálicos, os mais utilizados são o cálcio, alumínio e ferro. A adição dos sais metálicos deve ser efectuada num local onde haja turbulência para promover a dispersão do reagente. Dever-se-á ter em conta o aumento da quantidade de lamas produzidas inerentes ao processo (METCALF & EDDY 2003 e Mano, 2007).

As águas residuais vinícolas são normalmente pobres em nutrientes, sendo muitas vezes necessária a sua adição para não haver limitações no processo de depuração biológica. Deste modo a remoção de nutrientes no tratamento de águas residuais vinícolas não representa, normalmente, um problema de primeira ordem (Brito, *et al.* 2007). Os nutrientes podem ser adicionados através da mistura com efluentes domésticos, ricos em nutrientes.

4.4.2. Filtração

A filtração é um processo comum à generalidade das instalações de tratamento para remoção de matéria em suspensão. Consiste em remover os sólidos suspensos presentes num líquido, fazendo-o passa por um material granular. Por vezes o efluente final não cumpre com as exigências de qualidade relativamente ao parâmetro “sólidos suspensos”, e torna-se necessário recorrer a filtração. É um processo usado também no tratamento da turvação e cor e na remoção de ferro e manganês (Mano, 2007).

4.5. Tratamento de lamas

As lamas produzidas nos tratamentos primários e tratamentos biológicos poderão, ou não, ser sujeitas a tratamento posterior face às suas características e ao seu destino final. Os tratamentos mais comuns a que as lamas são sujeitas, são o espessamento, a estabilização e a desidratação.

4.5.1. Estabilização

No tratamento primário produzem-se lamas activadas que não estão estabilizadas se resultarem de águas biodegradáveis e, estabilizadas caso contrário. No tratamento biológico aeróbio num sistema de arejamento prolongado, as lamas estão estabilizadas, pelo que não necessitam de ser estabilizadas. Pelo contrário, em lamas activadas de alta e média carga e nos sistemas de biomassa fixa as lamas terão de ser estabilizadas.

O objectivo da estabilização de lamas é reduzir os agentes patogénicos, eliminar odores, e inibir, reduzir ou eliminar o potencial de putrefacção das lamas (METCALF & EDDY 2003).

Os processos de estabilização de lamas, são cinco:

- Estabilização alcalina;
- Digestão anaeróbia;
- Digestão aeróbia;
- Digestão termofílica;
- Compostagem;

4.5.2. Espessamento e Desidratação Mecânica

O espessamento é o processo utilizado, consiste no aumento da concentração de sólidos, através da remoção de água, das lamas provenientes do tratamento primário e do tratamento biológico. Este processo tem como objectivo a redução do volume e peso de lamas, diminuição da variabilidade das condições afluentes às etapas de tratamento de lamas, diminuição do custo do investimento associado ao tratamento de lamas e optimização de sistemas de desidratação mecânica de lamas.

O espessamento pode ser:

- 1) Gravítico;
- 2) Flotação por ar dissolvido;

A desidratação prolonga a operação de espessamento, permitindo a obtenção de uma lama com uma consistência mais sólida (lama pastosa ou sólida), de forma a responder às exigências do destino final. A desidratação é normalmente precedida por uma operação de condicionamento que por vezes também é efectuada antes do espessamento, com o objectivo de desestabilizar as suspensões e otimizar o processo. Para se conseguirem essa desestabilização recorre-se a polielectrólitos, atingindo-se maiores graus de secagem.

Os sistemas de desidratação mais comuns são:

- 1) Sacos Filtrantes
- 2) Filtro Banda
- 3) Filtro prensa
- 4) Centrífuga

O principal objectivo da desidratação é diminuição do teor em água, diminuindo os custos de transporte e armazenamento, e o aumento do poder calorífico inferior (PCI), no caso de se pretender incinerá-las.

4.6. Factores de Selecção do Processo de Tratamento

De entre os factores que influenciam a escolha de um sistema de tratamento, podemos referenciar, factores técnicos, factores económicos e factores de ordem ambiental e social.

As características das águas a tratar, como caudal, CQO, etc., são um condicionante de escolha do processo de tratamento. O tratamento pode ser mais ou menos eficiente,

conforme a exigência do meio receptor e deve ser tido em conta o tratamento de lamas produzidas.

O custo de investimento e funcionamento, são factores essenciais na escolha da solução do tratamento. O baixo custo de investimento pode significar um elevado custo de funcionamento, pelo que se deverá verificar sempre o custo de investimento total onde se deve considerar o investimento inicial e o custo de funcionamento (mão de obra, reagentes, manutenção de equipamentos, disposição de lamas) durante a vida útil da ETAR.

Outros aspectos como o clima, a localização, o espaço disponível para a construção de uma estação de tratamento individual, a disponibilidade de opção por tratamento colectivo a proximidade com uma rede de esgotos municipal, são igualmente importantes.

5. Caso de estudo

A elaboração do presente estudo tem como objectivo a determinação de uma linha de tratamento apropriada relativa a uma estação de tratamento de águas residuais produzidas numa adega.

No processo de selecção do sistema de tratamento devem ser identificados os objectivos de qualidade para os meios receptores e, de entre as diferentes tecnologias disponíveis e de menores custos de investimento de exploração, deverá ser seleccionada a mais robusta para lidar com as pronunciadas variações da indústria vitivinícola (Rodrigues, *et al.* 2006).

No presente estudo são considerados dois cenários.

No cenário 1, é admitido que o efluente da adega será descarregado no colector municipal que conduzirá o efluente até a ETAR municipal da zona, tratando-se de uma descarga indirecta. Neste cenário é requerido que a qualidade do efluente que entra no colector municipal, tenha no mínimo a qualidade de um efluente doméstico, tendo em conta os parâmetros CQO, CBO₅, SST, Azoto Kjeldahl e Fósforo total.

No cenário 2, é admitido que o efluente da adega será descarregado num colector que conduz o efluente até um rio que aflui a uma albufeira, tratando-se efectivamente de uma descarga directa em meio hídrico. Neste cenário, é requerido que a qualidade do efluente que sai da ETEI, cumpra com o estabelecido no Anexo XVIII do Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, tendo em conta os parâmetros CQO, CBO₅, SST, Azoto Kjeldahl e Fósforo total.

5.1. Caracterização da Adega em Estudo

Para se proceder à escolha adequada do tipo de tratamento a aplicar às águas residuais resultantes de uma indústria, é necessário efectuar um levantamento de informação de carácter qualitativo e quantitativo, relacionadas com o processo industrial e com o tipo de efluentes gerados pelo mesmo.

5.1.1. Efluentes Líquidos

A actividade Agro-Industrial de vinificação e engarrafamento, com uma capacidade actual de vinificação de 2 milhões de litros de vinho.

A unidade gera diversos tipos de efluentes em função das diversas actividades desenvolvidas na unidade, nomeadamente:

a) Época Baixa / Intermédia

- Efluentes domésticos, provenientes da cantina e das instalações sociais da unidade;
- Efluente das trasfegas, efluente gerado na limpeza das cubas após a realização das trasfegas;
- Efluente de enxaguamento, efluente gerado na lavagem das garrafas;
- Efluente de estabilização de vinhos, efluente gerado na lavagem da máquina de estabilização tartárica de vinhos, e do filtro de terras;
- Efluente de engarrafamento de vinhos, efluente gerado na lavagem da máquina de encher, degorjar, dos filtros e do salão de engarrafamento.

b) Época Alta (Setembro e Outubro)

- Efluentes domésticos, provenientes da cantina e das instalações sociais da unidade;
- Efluente das trasfegas, efluente gerado na limpeza das cubas após a realização das trasfegas;
- Efluente de enxaguamento, efluente gerado na lavagem das garrafas;

- Efluente de estabilização de vinhos, efluente gerado na lavagem da máquina de estabilização tartárica de vinhos e do filtro de terras;
- Efluente de engarrafamento de vinhos, efluente gerado na lavagem da máquina de encher, degorjar, dos filtros e do salão de engarrafamento;
- Efluentes de lavagem do tegão e do filtro de terras.

As águas pluviais são drenadas através de um conjunto de caleiras para a rede pluvial camarária.

5.1.2. Caracterização do Efluente Produzido

O efluente a tratar é misto e tem origem no processo fabril, balneários e cantina. As medições de caudal efectuadas entre Setembro e Março estão resumidas na Tabela 5.1.1.

Tabela 5.1.1 – Resumo das medições do caudal médio diário.

Época	Caudal Máximo	Caudal Médio	Unidades
Época Alta	200	125	m ³ /dia
Época Intermédia	105	65	m ³ /dia
Época Baixa	70	30	m ³ /dia

A adega dispõe de uma caracterização analítica das águas residuais afluentes à ETARL. A caracterização das águas na época baixa/intermedia e alta encontram-se apresentadas na Tabela 5.1.2 e Tabela 5.1.3.

Tabela 5.1.2 – Caracterização analítica das águas residuais afluentes à ETARI durante a época baixa/intermédia.

Parâmetros	Época Baixa/Intermédia			Unidade
	Mínimo	Médio	Máximo	
CQO	1000	2700	5000	g m ⁻³
CBO ₅	600	1750	3100	g m ⁻³
SST	100	310	1000	g m ⁻³
Azoto Kjeldahl		22		g m ⁻³
Fósforo Total		1,4		g m ⁻³

Tabela 5.1.3 - Caracterização analítica das águas residuais afluentes à ETARI durante a época Alta.

Parâmetros	Época Alta			Unidade
	Mínimo	Médio	Máximo	
CQO	1900	4700	7500	g m ⁻³
CBO ₅	1300	2200	3500	g m ⁻³
SST	410	730	1250	g m ⁻³
Azoto Kjeldahl		75		g m ⁻³
Fósforo Total		19		g m ⁻³

5.2. Cenário 1

Como já foi referido anterior, neste cenário, parte-se do pressuposto que o efluente tratado será descarregado num colector municipal.

Desta forma, ter-se á em conta o Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de Junho, onde é indicado que as águas residuais industriais que entrem nos sistemas de drenagem e nas estações de tratamento de águas residuais urbanas terão de ser sujeitas a pré-tratamento, sendo os objectivos de qualidade de descarga estabelecidos pelos diferentes Municípios através do respectivo Regulamento Municipal.

Tendo em conta que não se pode identificar o município a que a adega pertence, foi efectuado um apanhado dos Regulamentos Municipais de Descarga de Água Residual

Industrial de alguns municípios e adoptou-se como objectivos de qualidade, as exigidas pelo município com exigências mais restritivas (Município do Cartaxo).

Na Tabela 5.2.1 comparou-se as concentrações dos principais parâmetros da água residual produzida pela adega com a dos VLA considerados, de forma a obter-se os objectivos de redução necessários.

Tabela 5.2.1 - Objectivos de qualidade para descarga no colector municipal.

Parâmetros	Água Residual		VLA	Unidades	Objectivo de Redução %	
	Época Alta	Época B./I.			Época Alta	Época B./I.
CQO	4700	2700	450	mg/l O ₂	90	83
CBO ₅	2200	1750	300	mg/l O ₂	86	83
SST	730	310	450	mg/l	38	0
Azoto total	75	22	15	mg NO ₃ /l	80	32
Fósforo Total	19	1,4	15	mg P/l	21	0

Como podemos verificar na Tabela 5.2.1 os objectivos de tratamento neste cenário durante a época baixa e intermédia (Janeiro a Agosto) requerem uma remoção média de CQO e de CBO₅ de 83% respectivamente. Neste período os caudais também são muito baixos como se pode verificar na Tabela 5.1.2.

No período de época alta (Setembro a Dezembro), há ainda necessidade de remoção de sólidos, de azoto e fósforo.

O pré tratamento deverá ser composto por uma grade/tamisador do tipo tambor rotativo com uma malha de 1 mm, com by-pass provido de uma grade com espaçamento 10 mm e limpeza manual. Este órgão permite a remoção do engaço da uva, polpas, grainhas, borras e outras substâncias presentes no efluente.

A remoção das terras diatomáceas, grainhas, sais tartáricos e outros sólidos suspensos, é importante para não danificar equipamentos a montante na linha de tratamento, deverá ser efectuada através de um decantador primário. Esta operação tem um eficiência de remoção de CBO₅ de 25 a 40% e de SST de 50 a 70% (METCALF & EDDY 2003).

Durante a época baixa, poderá optar-se por um tratamento anaeróbio, por não existirem necessidades de remoção de nutrientes, e por se tratar de um sistema economicamente sustentável. Estes reactores apresentam um custo de investimento associado à sua construção mas a sua operação é considerada autosustentável, pois produz e praticamente não consome energia.

No entanto a relação CBO:N:P de 100:1,3:0,1, pode ser limitativa para o processo de metanogénese, pois segundo Rajeshwari *et al.* (2000) a relação óptima é 100:2,5:0,5. A adição de nutrientes seria necessária no caso de se adoptar uma solução de tratamento anaeróbia.

O pH do efluente vinícola é fortemente ácido durante a maior parte do ano, sendo necessária a sua neutralização, sob pena de inibir todo o processo anaeróbio.

A elevada sensibilidade das bactérias anaeróbias à presença de compostos tóxicos como os polifenóis, presente em grandes quantidades nos efluentes vinícolas, constitui também um problema a ter em conta. A maior parte dos estudos de tratamento anaeróbio consultados apresentou eficiências de remoção orgânica elevadas, mesmo na presença de polifenóis, tiaminas e antocianinas, no entanto a sua presença é referenciada como muito tóxica, pois dificultam o metabolismo das bactérias metanogénicas (Daffonchio, *et al.* 1998).

O processo anaeróbio em geral requer um acompanhamento de pessoal especializado. Problemas como a acumulação de ácido gordos voláteis, que inibem as bactérias metanogénicas, necessitam de uma atenção de um técnico. Nestas situações é necessária diminuir a afluência de carga orgânica ao reactor até que as bactérias acidogénicas degradem os ácidos gordos voláteis acumulados.

O tratamento aeróbio é necessário no tratamento do efluente durante a época alta, pois há necessidade de remoção de azoto (Tabela 5.2.1). Foram apresentadas algumas soluções aeróbias que mostraram responder a qualidades exigidas para a descarga em colector municipal, no entanto o custo de operação poderá ser economicamente inviável se tivermos em conta a possibilidade de um tratamento misto. O custo do sistema de arejamento numa ETAR aeróbia pode ser considerado o custo mais significativo, para além do custo associado à construção. Dever-se-á ter em conta que

este custo aumenta com as necessidades de oxigénio, factor directamente proporcional à quantidade de carga orgânica a remover. Deste modo num tratamento misto o efluente poderá ser sujeito inicialmente a um tratamento anaeróbio, removendo-se grande parte da matéria orgânica e posteriormente a um tratamento aeróbio que permita a remoção de azoto. As necessidades de oxigénio nesta solução são muito menores, e consequentemente o custo de operação também.

A baixa concentração de nutrientes poderá ser limitante para o processo no caso de se optar por um tratamento aeróbio, sendo aconselhável a adição de nutrientes. No caso de se optar por um tratamento anaeróbio, só durante a época baixa é que poderá haver essa necessidade.

5.2.1. Proposta de Linha de Tratamento

1) Pré-tratamento

A obra de entrada que inclui uma grade/tamisador do tipo rotativo com uma malha de 1mm e um by-pass provido de uma grade com espaçamento de 10mm e limpeza manual, como referido anteriormente, deverá encontrar-se instalado numa altura que permita a alimentação do tanque de equalização graviticamente.

No tanque de equalização é promovida a homogeneização do efluente, corrigido o pH e iniciado o processo de coagulação floculação com o agente coagulante mais indicado para o efluente em questão. Propõe-se a identificação do agente coagulante através da realização de um teste “Jar Test”. Posteriormente o efluente segue para o decantador.

O decantador primário tem como principal objectivo a remoção das terras diatomáceas, grainhas, sais tartáricos, e os compostos floculados que incluem fenóis. A operação de decantação só por si tem uma eficiência de remoção de CBO_5 de 25 a 40% e de SST de 50 a 70% (METCALF & EDDY 2003). Com o recurso a coagulação/floculação

e segundo a bibliografia consultada esperam-se eficiências de remoção de CQO entre os 30 e os 60%.

As lamas produzidas no decantador primário são encaminhadas para o tanque de lamas.

2) Tratamento Secundário

O efluente sai do decantador e é encaminhado para um RBC onde sofre a degradação biológica aeróbia. Uma vez que já houve uma remoção de carga orgânica significativa na operação de sedimentação, o RBC não necessitará de tanto fornecimento de oxigénio, facilitando a sua operação.

O efluente é pobre em nutrientes, apresentando uma baixa relação $CBO_5:N:P$ face ao valor óptimo para os processos aeróbios, pelo que se deverá garantir as quantidades necessárias através da sua adição em quantidades adequadas após a decantação. Desta forma evita-se a perda de fósforo no processo de coagulação/floculação.

Posteriormente o efluente tratado é encaminhado para um decantador onde é efectuada a remoção das lamas. O efluente tratado estará em condições de ser descarregado cumprindo os objectivos de qualidade apresentados no Tabela 5.2.1.

As lamas produzidas no decantador secundário são encaminhadas para o tanque de lamas.

3) Tratamento terciário

No tanque de lamas são homogeneizadas as lamas provenientes do decantador primário e do decantador secundário através de um electroagitador. Aqui é adicionado polielectrólito sendo depois bombeado para a centrífuga. Após a centrífuga as lamas são armazenadas num silo, aguardando que sejam recolhidas para deposição em destino apropriado.

Na Figura 5.2.1 está representada a linha de tratamento proposta para o cenário 1.

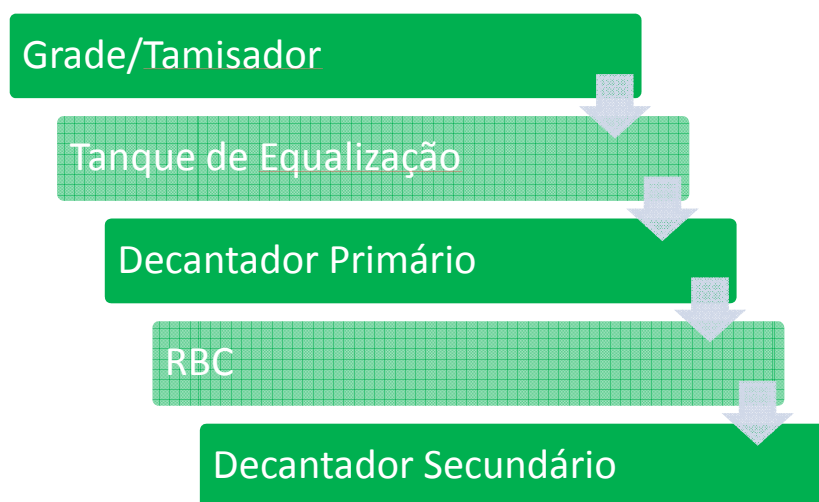


Figura 5.2.1 – Diagrama da linha de tratamento proposta para o cenário 1

5.3. Cenário 2

O cenário 2 admite que o efluente é descarregado em meio hídrico natural e que a adega em causa tem licença de descarga. Neste cenário a água residual produzida na adega é sujeita apenas ao tratamento da própria ETARI. A qualidade da água tratada, requerida à saída da ETARI está apresentada na Tabela 5.3.1, juntamente com a qualidade da água residual industrial a tratar e as eficiências de remoção exigidas.

Tabela 5.3.1 - Objectivos de qualidade para descarga em meio hídrico natural.

Parâmetros	Água Residual		VLA	Unidades	Objectivo de Redução %	
	Época Alta	Época B./I.			Época Alta	Época B./I.
CQO	4700	2700	150	mg/l O ₂	97	94
CBO ₅	2200	1750	40	mg/l O ₂	98	98
SST	730	310	60	mg/l	91	81
Azoto total	75	22	15	mg NO ₃ /l	80	32
Fósforo Total	19	1,4	3	mg P/l	84	0

Tendo em conta as metas de tratamento verificadas na Tabela 5.3.1, e os dados obtidos bibliograficamente, considerou-se inicialmente para este cenário, o tratamento aeróbio por SBR e todos os tratamentos anaeróbios abordados neste trabalho, pois foram os que apresentaram melhores resultados na bibliografia consultada.

A tecnologia SBR aparenta ser bem adaptada ao tratamento de efluentes complexos, com cargas orgânicas elevadas e sazonais como as águas residuais vinícolas, devido aos bons resultados de depuração obtidos, a rusticidade, ao funcionamento e à fácil operação e automatização, à ausência de odores e impactos sonoros significativos e ao reduzido espaço ocupado.

A maior parte das correntes de água residual gerada na indústria é produzida em “batch”, o que causa muitos problemas operacionais em sistemas de tratamento convencionais que, têm uma melhor performance quando alimentados de forma contínua e com variações mínimas na concentração dos contaminantes. Os SBR's tratam a água residual em “batch” e são portanto ideais para o tratamento de águas residuais vinícolas.

A necessidade de redução do teor em nutrientes também teve um peso importante na escolha da tecnologia SBR. É um processo simples e com investimento inicial pouco acrescido (agitadores), em relação ao SBR convencional (sem remoção de nutrientes) provido apenas de arejadores. Desta forma todo o tratamento é efectuado num só reactor.

A opção por uma alternativa de tratamento anaeróbio requeria a inclusão de um reactor adicional com condições aeróbias, que traria custos acrescidos de construção e equipamentos. O tratamento anaeróbio requer ainda um acompanhamento de pessoal especializado.

5.3.1. Proposta de Linha de Tratamento

1) Pré-tratamento

A obra de entrada semelhante à descrita anteriormente no capítulo 5.2.1, inclui uma grade/tamisador do tipo rotativo com uma malha de 1mm e um by-pass provido de uma grade com espaçamento de 10mm e limpeza manual, deverá encontrar-se instalado numa altura que permita a alimentação do decantador primário graviticamente.

Após o decantador o efluente afluí graviticamente até ao tanque de equalização. Este é provido de um agitador, que visa manter o efluente homogeneizado. Este tanque deverá conter um medidor de pH, que deverá accionar as bombas de dosagem de ácido e base, de forma a manter o pH do efluente neutro/ligeiramente alcalino, devido às necessidades de alcalinidade. No tanque de equalização existem duas bombas submersíveis que bombeiam o efluente até ao SBR.

2) Tratamento Secundário

O SBR será alimentado sequencialmente antes do início de cada ciclo, como foi resumidamente descrito anteriormente. Este irá funcionar com 5 fases, o enchimento, reacção/arejamento, reacção, sedimentação/decantação, e espera. Poderá ser necessária a adição de azoto e fósforo, uma vez que as quantidades presentes no efluente podem ser limitantes para o processo de degradação da matéria orgânica.

Na fase de reacção/arejamento o reactor deverá manter as condições aeróbias ocorrendo a depuração biológica e a nitrificação.

Após a fase de enchimento inicia-se a fase de reacção, onde é promovida a agitação do efluente ligando os agitadores, promovendo assim condições anóxicas. Após a fase anóxica, inicia-se a fase de arejamento na qual é ligado o sistema de arejamento por

difusores de oxigénio colocados no fundo do SBR. Nestas fases ocorre a degradação da matéria orgânica e a remoção de nutrientes.

Na fase de sedimentação/decantação todos os equipamentos são desligados, dá-se a separação da fase líquida e sólida e é feita a recolha do efluente tratado. Este deverá passar por uma medição de caudal através de um canal Parshall equipado com medidor ultrasónico. As lamas em excesso serão encaminhadas para um tanque de lamas.

A eficiência de remoção de CQO, fósforo e polifenóis chega a 98, 50 e 88% respectivamente em reactores SBR's, segundo a bibliografia consultada.

Caso seja necessário devido ao efluente tratado não ter a qualidade exigida, poderão ligar-se arejadores de superfície no tanque de equalização iniciando assim de forma a este actuar como um primeiro reactor aeróbio.

3) Tratamento de lamas

No tanque de lamas são homogeneizadas as lamas provenientes do decantador primário e do SBR através de um electroagitador. Aqui é adicionado polielectrólito sendo depois bombeado para a centrífuga. Após a centrífuga as lamas são armazenadas num silo, aguardando que sejam recolhidas para deposição em destino apropriado.

Na Figura 5.3.1 está representada a linha de tratamento proposta para o cenário 2.



Figura 5.3.1 - Diagrama da linha de tratamento proposta para o cenário 2

6. Conclusão

6.1. Comentário Geral

No tratamento de efluentes vinícolas é essencial a existência de gradagem/tamisação, porque para além da remoção dos sólidos mais grosseiros, que podem prejudicar o normal funcionamento dos órgãos a jusante, removem também compostos com elevado peso orgânico, diminuindo consideravelmente a remoção orgânica efectuada no(s) processo(s) biológico(s) seguinte(s).

Os efluentes vinícolas apresentam elevada sazonalidade. A variação das características quantitativas e qualitativas, dificultam o bom funcionamento dos reactores biológicos, sendo por necessária a instalação de um ou mais tanques de equalização. Estes deverão dispor de misturadores que assegurem a homogeneização do efluente. O uso de arejadores evitará que ocorra digestão anaeróbia e consequente produção de maus cheiros, permitindo a remoção orgânica via aeróbia.

Soluções de tratamento aeróbias por módulos, apresentam melhores eficiências e maior resistência aos choques orgânicos. Os módulos posteriores compensam os primeiros. E quando se tratam de tratamentos com biomassa suspensa, têm a vantagem acrescida de produzir consideravelmente menos lamas e já digeridas.

Em tratamentos aeróbios com biomassa suspensa sem módulos, é difícil manter eficiências elevadas quando as cargas orgânicas aumentam muito. A insuficiência de oxigénio dissolvido para as necessidades requeridas pela biomassa face ao aumento de carga orgânica, pode ser ultrapassada através do aumento de oxigénio fornecido ou então (no caso de não ser possível) dever-se-á utilizar o tanque de equalização como reactor aeróbio, realizando recirculação de lamas para o tanque de equalização

Nos RBCs é importante definir uma carga orgânica afluenta pois a insuficiência de oxigénio (fornecido através do movimento provocado ao efluente pela rotação dos

discos) conduzem à degradação do biofilme. Ainda assim os RBCs apresentaram, nos estudo consultados, um atraso a sofrer as consequências dos choques orgânicos, e foram muito rápidos a recuperar dos mesmos, recuperando os níveis de remoção orgânica. A velocidade de rotação dos discos é muito importante, pois é responsável pelo fornecimento de oxigénio, e pela homogeneização do efluente, mas quando funciona em velocidades muito elevadas pode dificultar a fixação, ou provocar o desprendimento da biomassa.

O reactor JLR é um reactor que apresenta boas eficiências de remoção orgânica, no entanto a passagem de grandes caudais pelo ejector de ventúri e o movimento centrífugo do tubo central do reactor, provoca um aumento de temperatura do efluente e stress mecânico à biomassa, e consequentemente má formação de flocos.

O tratamento anaeróbio é largamente usado no tratamento de efluentes industriais, devido á possibilidade de remoção de elevadas cargas orgânicas a baixo custos (sem necessidade de fornecimento de oxigénio e baixa produção de lamas. Apresenta também uma vantagem relativamente ao tratamento aeróbio, quando falamos de efluentes sazonais, como os vinícolas, pois as bactérias anaeróbias tem uma taxa de mortalidade muito inferior as aeróbias, permitindo períodos de interrupção de alimentação dos reactores sem a morte da biomassa. No entanto o processo de arranque do reactor é normalmente lento, devido ao lento metabolismo das bactérias anaeróbias, e é susceptível de ocorrer o fenómeno de wash-out.

O processo de digestão anaeróbio, em condições óptimas, ocorre em pH 6,8-7,2, pois são nestes valores de pH que as bactérias metanogénicas apresentam melhor metabolismo. Nesta gama de pH, evita-se a acumulação de ácidos gordos difíceis de converter a metano, como o butirato e o proprionato. Como os efluentes vinícolas são muitas vezes ácidos deve-se ter especial cuidado na operação de neutralização. Dever-se-á garantir um poder tampão ao efluente, para atenuar as variações de pH do efluente, e minimizar as consequências adversas deste problema. Alguns autores indicam que a inoculação das lamas com espécies microbiológicas mais adaptadas ao efluente, conduzem ao aumento da eficiência do reactor.

O tratamento com AFBR mostrou ser uma opção para o tratamento destes efluentes. Pode-se destacar os factos de não necessitarem de uma pré-decantação e funcionar com elevadas cargas orgânicas e tempos de retenção curtos.

6.2. Perspectivas Futuras

É de grande importância que dados como a eficiências de remoção de polifenóis, NO_3^- , NH_4^+ e PO_4^{3-} , sejam divulgados nos estudos. E referido o efeito tóxico dos polifenóis na degradação anaeróbia da matéria orgânica, mas é necessário saber a gama de concentrações que apresentam esse efeito e quantificá-lo.

Uma abordagem económica do problema será importante. Um estudo comparativo do custo de investimento e operação das diferentes linhas de tratamento acrescentará uma noção de viabilidade económica. Deverão ser tidos em conta diferentes valores como, o custo associado à descarga de efluente tratado, custos de deposição de lamas produzidas, necessidade e respectivo custo dos reagentes, custo associado ao equipamento eléctrico, à construção, à energia consumida, e à mão de obra associada a exploração.

7. Bibliografia

Akunna, J.C., e W. Shepherd. "Comparison of RBC and SBR Systems From the Treatment of Sewage from Small Communities." *J. Ciwem*, May de 2001: 147-151.

Ambiente, Agencia Europeia. www.eea.europa.eu (Consultado em 18 de Junho de 2009).

Andreottola, G., P. Foladori, M. Ragazzi, e R. Villa. "Treatment of winery wastewater in a sequencing batch." *Water Science and Technology*, 2002: 347-354.

Beltran de Heredia, J, J. R. Dominguez, e E. Partido. "Physico-Chemical Treatment for the Depuration of Wine Distillery Wastewaters (Vinasses)." *Water Science and Tecnology*, 2005: 159-166.

Benitez, F. J., J. Beltran-Heredia, F. J. Real, e J. L. Acero. "Enhancement of the ozonation of wine distillery wastewaters." *Bioprocess Engineering*, 1999: 459-464.

Benitez, F. J., J. Beltran-Heredian, F. J. Real, e J. L. Acero. "Wine vinasses treatment by ozone and an activated sludge system in contiuous reactors." *Bioprocess Engineering* , 2000: 149-154.

Berardino, S. D., L. Caetano, A. Converti. "Characterization and Anaerobic Pretreatment of the Effluent from a Wine Cooperative." *Engineering Life Science*, 2001: 127-131.

Brito, A. G., J. Peixoto, J. M. Oliveira, J. A. Oliveira, C. Costa, R. Nogueira, e A. Rodrigues. "Brewery and Winery Wastewater Treatment: Some Focal Points of Design and Operation." *Utilization of By-Produtcs and Treatment of Waste in the Food Industry*. Springer US, 2007.

Brucculeri, M., D. Bolzonella, P. Battistoni, e F. Cecchi. "Treatment of mixed municipal and winery wastewater in a conventional activated sludge process: a case study." *Water Science and Tecnology*, 2005: 89-98 .

Buffière, Pierre, Jean-Pierre Bergeon, e René Moletta. "The inverse turbulent bed: A novel bioreactor for anaerobic treatment." *Water Research*, 2000: 673-677.

Clark, James H., M. Ethan Moseng, e Takashi Asano. "Performance of a Rotating Contactor under Varying Wastewater Flow." *Water Pollution Control Federation*, Maio de 1978: 896-911.

Coetzee, G, L Malandra, GM Wolfaardt, e M Viljoen-Bloom. "Dynamics of a microbial biofilm in a rotating biological contactor for the treatment of winery effluent." *Water SA*, Julho de 2004: 407-412.

Commission, European. *Integrated Pollution Prevention and Control – Draft Reference Document on Best Available Techniques in the Food, Drink and Milk Industry*. Sevilha, Espanha, 2003.

Commission, Eurostat European. *Agricultural Statistics - Main Results 2006-2007*. European Communities, 2008.

Cuenca, M. A. Active Biological Contactor (ABC); A Modular Wastewater Treatment System. Canadá Patente US 2007/0023356 A1. 1 de Fevereiro de 2007.

Daffonchio, D., M. Colombo, G. Origgi, C. Sorlini, e V. Andreoni. "Anaerobic Digestion of Winery Wastewater Derived From Different Wine Making Processes." *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 1998: 1753-1770.

Estatística, Instituto Nacional de. www.ine.pt (Consultado no dia 12/11/2008).

Fumi, M.D., G Parodi, E. Parodi, e A. Silva. "Optimization of long-term activated-sludge treatment of winery wastewater." *Bioresource Techonolgy*, 1995: 45-51.

García-Bernet, D., P. Buffière, S. Elmaleh, e R. Moletta. "Application of the down-flow fluidized bed to the anaerobic treatment of wine distillery wastewater." *Water Science & Technology*, 1998: 393-399.

Garcia-Calderon, D., P. Buffiere, R. Moletta, e S. Elmaleh. "Anaerobic Digestion of Wine Distillery WasteWater in Down-Flow Fluidized Bed ." *Water Research*, 1998: 3593-3600.

Genovesi, A., J. Harmand e J. Steyer. "Integrated Fault Detection and Isolation: Aplication to a Winery's Wastewater Treatment Plant". *Applied Intelligence*, 2000: 59-76.

Hiras, D. N., I. D. Manariotis, e S. G. Grigoropoulos. "Organic and nitrogen removal in a two-step RBC treating municipal wastewater." *Bioresource Tecnology*, 2004: 91-98.

Industrial, Instituto Nacional da Propriedade. www.marcasepatentes.pt (acedido em 12 de Junho de 2009).

Infovini. www.infovini.com (consultado em 10 de Abril de 2009)

Keyser, M., R.C. Witthuhn, L.-C. Ronquest, e T.J. Britz. "Treatment of Winery effluent with upflow anaerobic sludge blanket (UASB) - granular sludges enriched with *Enterobacter sakazakii*." *Biotechnology Letters*, 2003: 1893-1898.

MacCarty, P. L. "The development of anaerobic treatment and its future." *Water Science and Techonology*, 2001: 149-156.

Malandra, L., G. Wolfaardt, A. Zietsman, e M. Viljoen-Bloom. "Microbiology of a biological contactor for winery wastewater treatment." *Water Research*, 2003: 4125-4134.

Mangkoedihardjo, S. "Biodegradability improvement of industrial wastewater using hyacinth." *Journal of Applied Sciences*, 2006: 1409-1414.

Mano, António Pedro. "Remoção de Nutrientes Por Via Biológica." Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Almada, Portugal, 2007.

Mano, António Pedro. "Coagulação-Floculação-Decantação." Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Almada, Portugal, 2005.

McHugh, Sharon, Caroline O'Reilly, Thérèse Mahony, Emer Colleran, e Vincent O'Flaherty. "Anaerobic Granular Sludge Bioreactor Technology." *Environmental Science and Bio/Tecnology*, 2003: 225-245.

Melamane, X. L., P. J. Strong, e J. E. Burgess. "Treatment of Wine Distillery Wastewater: A Review with Emphasis on Anaerobic Membrane Reactors." *South Africa Journal Enologic Viticulture*, 2007: 25-36.

METCALF & EDDY, Inc. *WasteWater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse*. Boston: McGraw-Hill, Inc, 2003.

Moletta, R. "Winery and distillery wastewater treatment by anaerobic digestion." *Water Science & Technology*, 2005: 137-144.

Molina, F., G. Ruiz-Filippi, C. García, E. Roca, e J.M. Lema. "Winery effluent treatment at an anaerobic hybrid USBF pilot plant under normal and abnormal operation." *Water Science & Tecnology*, 2007: 25-31.

Najafpour, Ghasem, Hii Ai Yieng, Habibollah Younesi, e Aliakbar Zinatizadeh. "Effect of organic loading on performance of rotating biological contactors using Palm Oil Mill effluents." *Process Biochemistry*, Julho de 2005: 2879-2884.

Nebot, E., L. I. Romero, J. M. Quiroga, e D. Sales. "Effect of the Feed Frequency on the Performance of Anaerobic Filters." *Anaerobe*, 1995: 113-120.

Pandey, R. A., S. Malhotra, A. Tankhiwale, S. Pande, P. P. Pathe, e S. N. Kaul. "Treatment of Biological Treated Distillery Effluente - A Case Study." *International Journal of Environmental Studies*, June de 2003: 263-275.

Pereira, I. "Contribuição para o estudo da influência do tratamento químico na toxicidade e biodegradabilidade dos efluentes de destilarias vnicas." Dissertação de Mestrado em Engenharia Sanitária, FCT- UNL, Almada, Portugal, 1986.

Petrucchioli, M., J. C. Duarte, A. Eusebio, e F. Federici. "Aerobic treatment of winery wastewater using jet-loop activated sludge reactor." *Process Biochemistry*, 2002: 821-829.

Petrucchioli, M., J. C. Duarte, e F. Federici. "High rate aerobic treatment of winery wastewater using bioreactors with free and immobilized activated sludge." *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2000: 381-386.

Pirra, António Jose Duque. "Caracterização e Tratamento de Efluentes Vinícolas da Região Demarcada do Douro." Tese de Doutoramento. Vila Real, Trás-os-Montes: Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 2005.

Políticas, Gabinete de Planeamento e. *Vitivinicultura – Diagnóstico Sectorial 2007*. Lisboa, Portugal, 2007.

Portugal Web. <http://www.portugalweb.pt>. (acedido 09 de Abril de 2008)

Rajeshwari, K. V., M. Balakrishnan, A. Kansal, Kusum Lata, e V. V. N. Kishore. "State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment." *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2000: 135-156.

Regional, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento e Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas. "Estratégia Nacional para os Efluentes Agro-Pecuários e Agro-Industriais." Lisboa, 2007.

Rodrigues, A. C., A. G. Brito, e L. F. Melo. "Fate of Phosphorous Concentration in a SBR Designed for Nitrogen Removal." *2nd European Symposium on Biochemical Engineering Science*. Porto, Portugal, 1998. 343.

Rodrigues, A. C., J. M. Oliveira, J. A. Oliveira, J. Peixoto, R. Nogueira, e A. G. Brito. "Tratamento de efluentes vitivinícolas: um caso de estudo na região dos vinhos verdes." *Industria e Ambiente*, 2006: 20-25.

Rodrigues, A.C., P. Moreira, J.A. Oliveira, J.M. Oliveira, L. Melo, e A.G. Brito. "Tratamento de efluentes líquidos na indústria alimentar: o caso dos sectores vinícola e cerejeiro." *2º Seminário de Engenharia Ambiental e dos Recursos Naturais: novos desafios para século XXI*. UTAD, Vila Real, Portugal, 2004.

Sardinha, J. Equipamentos e. “*Equipamento Electromecânicos e Automação*”. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Almada, Portugal, 2007.

Satyawali, Y. e M. Balakrishman. “Wastewater treatment in molasses-based alcohol distilleries for COD and color removal: A Review.” *Journal of Environmental Management*, 2008: 481-497.

Sheli, C., e R. Moletta. “Anaerobic treatment of vinasses by a sequentially mixed moving bed biofilm reactor.” *Water Science & Technology*, 2007: 1-7.

Simões, O. “As Denominações de Origem de vinhos portugueses e a recuperação de variedades nacionais de videiras (*Vitis vinifera*).” *Seminário Biodiversidade e Denominações de Origem*. CERNAS, ESAC, Coimbra, Portugal, 2007.

Torrijos, M., e R. Moletta. “Winery Wastewater Depollution By Sequencing Batch Reactor.” *Water Science & Tecnology*, 1997: 249-257.

Vinho, Instituto da Vinha e do. *Vinhos e Aguardentes de Portugal, Anuário’08*. Lisboa, Portugal, 2008a.

Vinho, Instituto da Vinha e do. www.ivv.min-agricultura.pt (Consultado em 09 de Abril de 2008b).

Vlyssides, A. G., E. M. Barampouti, e S. Mai. “Wastewater characteristics from Greek wineries and distilleries.” *Water Science and Tecnology*, 2005: 53-60.

Yildiz, E., B. Keskinler, T. Pekdemir, G. Akay, e A. Nuhoglu. “High strenght wastewater treatment in a jet loop membrane bioreactor: kinetics and performance evaluation.” *Chemical Enginneering Science*, 2005: 1103-1116.

